CIENCIA DEL SUELO

Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo

División II: Propiedades del suelo y procesos

Coordinadores: Dr. Francisco Bautista y Dra. Anahí Aguilera

Ciudad Universitaria UNAM, octubre del 2023

Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo: propiedades del suelo y procesos

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: el 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:

Bautista, F., A, Aguilera. (Compiladores). 2023. Propiedades del suelo y procesos, Vol 2. En: Hacia un conocimiento global y multidisciplinario del recurso suelo. Bautista F y Ayala F. (Eds). Sociedad mexicana de la ciencia del suelo. Texcoco, Estado de México. 289 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 155 arbitrajes de 50 capítulos.

ISBN OBRA COMPLETA: 978-607-95106-5-7 ISBN DEL VOLUMEN 2: 978-607-95106-7-1

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; las interacciones con la biota 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

Las funciones ambientales de los suelos, también llamados servicios ecosistémicos, son un tema de actualidad y es por este motivo que recibimos un gran número de trabajos con ese enfoque. A tal punto nos vimos en la necesidad de hacer cuatro volúmenes del libro tradicional del congreso.

En el presente volumen, correspondiente a la mesa II "Propiedades del suelo y procesos" recopilamos las investigaciones que se han realizado recientemente en relación con las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos y de los procesos que en ellos ocurren (adiciones, pérdidas, transformaciones y translocación de materiales). De manera general, los temas que toca este volumen son dos temas de moda por su gran relevancia: los almacenes de carbono en el suelo y la microbiología del suelo. Otros dos temas de gran relevancia son la contaminación del suelo por metales pesados y microplásticos ya que ambos afectan la salud humana, y el tema de la dinámica del agua en el suelo, bien escaso que ya comienza a ser un gran problema en nuestro país, principalmente en el norte y centro.

Faltan estudios sobre las particularidades de las propiedades físicas y químicas de los suelos de nuestro país, así como de los procesos pedogéneticos. Se reportan solo dos trabajos sobre secuencias edáficas. Faltan estudios sobre los Andosols del centro y sur del país, sobre los Leptosols y Regosols que dominan en los cuatro puntos cardinales del territorio mexicano; sobre las particularidades de los suelos de las zonas áridas del norte; y sobre los suelos profundos de uso agrícola en el trópico mexicano. En estos temas hay mucho por hacer, esto será la tarea para los próximos años.

Son 50 trabajos los que se encuentran recopilados en este volumen, los autores pertenecen a distintas instituciones de educación superior y de investigación de toda la República Mexicana. El orden de los trabajos está dado de manera alfabética de acuerdo con el título que los autores le dieron a los mismos. Algún tipo de agrupación por temática habría sido deseable, sin embargo, el tiempo no fue suficiente.

Todo el esfuerzo vale la pena cuando es posible ver el producto obtenido y saber que será de utilidad para toda aquella persona que tenga interés en conocer parte del estado del arte sobre los estudios de las propiedades y los procesos del suelo, en nuestro país y en nuestro idioma; aunque alguno que otro resumen está en inglés, la gran mayoría se encuentran en castellano.

Como todo conocimiento, el que tenemos del suelo seguirá cambiando y actualizándose conforme se tengan nuevos hallazgos. Es una labor de todos los científicos, profesionistas, tomadores de decisiones y usuarios seguirnos informando y

esforzando para aprovechar este recurso finito de la mejor manera y garantizar sus funciones ambientales para las generaciones futuras.

Esperamos que el lector encuentre este volumen del libro útil y enriquecedor. Reza el dicho que lo que no se conoce, no se valora. Conozcamos y valoremos el suelo, para que con congruencia y orgullo podamos decir: Yo amo al suelo.

Dra. Anahí Aguilera y Dr. Francisco Bautista

Universidad Nacional Autónoma de México.

Contenido

ACIDIFICACIÓN DEL MEDIO DE CRECIMIENTO EN RESPUESTA A LA NUTRICIÓN AMONIACAL Y SU EFECTO EN CULTIVO DE PIMIENTO..... 13

ALMACENES DE CARBONO EN EL PARQUE ECOLÓGICO LA JOYA - LA BARRETA, QUERÉTARO 18

CARACTERIZACIÓN DE LA DIVERSIDAD MICROBIANA PRESENTE EN SUELOS DE DOS ECOSISTEMAS DEL NORESTE DE MÉXICO 23

CARBONO DISUELTO EN VERTISOLES: EFECTO DE LA PRECIPITACIÓN EN EL SUR DE GUANAJUATO, MÉXICO 27

CLASIFICACIÓN DE SUELOS CITRÍCOLAS EN GENERAL TERÁN, NUEVO LEÓN. 32

COSTO EN CO_2 DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA PARA CAPTURA DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELO EN MAÍZ-FORRAJE DE TEMPORAL..... 38

DESARROLLO VEGETATIVO DE *Agave victoriae-reginae* T. Moore EN BIOSÓLIDOS SOMETIDOS A VERMICOMPOSTAJE..... 44

DESECACIÓN DEL LAGO DE TEXCOCO: MORFOLOGÍA DE SEDIMENTOS LACUSTRES Y LA FORMACIÓN DE SUELOS..... 50

DETERMINACIÓN DE LA LÁMINA PRE-SIEMBRA APLICANDO PERFILAJE ELECTROMAGNÉTICO Y TÉCNICAS DE PERCEPCIÓN REMOTA 54

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS BAJO UN SISTEMA DE AGRICULTURA INTENSIVA, EN EL VALLE DEL YAQUI. 60

DISTRIBUCIÓN DE AGREGADOS EN ANDOSOLS POSTINCENDIO DEL MONTE TLÁLOC, ESTADO DE MÉXICO..... 65

DIVERSIDAD DE LA MICROBIOTA DE LEPTOSOLS KÁRSTICOS DEL NORESTE DE QUINTANA ROO, Y SU INTERPRETACIÓN CON LA MICROMORFOLOGÍA..... 69

DIVERSIDAD Y PERFIL ENZIMÁTICO DE MICROHONGOS EDÁFICOS ASOCIADOS A LOS GÉNEROS *Pinus* Y *Bursera* EN SANTA CATARINA, GUANAJUATO..... 74

EFECTO DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS EN LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO..... 79

EFECTO DE LA ORIENTACIÓN Y ALTITUD EN LA TEMPERATURA DEL SUELO EN UN VALLE DE ALTA MONTAÑA TROPICAL DEL CENTRO DE MÉXICO 84

EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO SOBRE ALMACENES DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO DE CALAKMUL, CAMPECHE 90

EFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN SANTA MARÍA JALTIANGUIS, OAXACA, MÉXICO 96

EL SUELO COMO BASE PARA EL ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD DE PLANTAS Y SUS ATRIBUTOS..... 101

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SUELOS REGADOS CON AGUA RESIDUAL EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO 105

EROSIÓN DEL SUELO EN UNA CRONOSECUENCIA DE BOSQUE TROPICAL SECO AFECTADO POR UNA HELADA SEVERA, NOROESTE DE MÉXICO 110

ESTRUCTURA, FUNCIÓN Y DINÁMICA MICROBIANA DE SUELOS AGRÍCOLAS DEPENDIENTES DE LA CALIDAD DEL PULSO HIDRÁULICO EN EL ALBERTO, IXMIQUILPAN, HIDALGO 115

ESTUDIOS DE LA ESTRUCTURA Y POROSIDAD DEL SUELO EN APLICACIÓN A LA GÉNESIS DE LOS FRAGIPANES 121

ESTUDIOS MICROMORFOMÉTRICOS: CUANTIFICACIÓN DE LOS COMPONENTES DEL SUELO EN LABRANZA DE CONSERVACIÓN Y CONVENCIONAL 126

EVALUACIÓN BIOQUÍMICA DE LA REMEDIACIÓN DE UN SUELO INTEMPERIZADO Y CONTAMINADO CON METALES PESADOS 131

EVALUACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES ASOCIADOS A *Prosopis laevigata* EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO 141

FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON Pb, Ni y Cr EN ATLIXCO, PUEBLA..... 146

HYDROLOGICAL RESPONSE OF CORN STOVER MULCH LAYERS MEASURED NEAR THE SOIL SURFACE 151

IMPACTO DE JALES MINEROS EN LA DISTRIBUCIÓN, RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA FLORA EN TEHUILOTEPEC, GUERRERO 157

IMPACTO DE TRES SISTEMAS DE MANEJO DEL SUELO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN EL CULTIVO DE SOYA 163

IMPLEMENTING ITS1 METABARCODING FOR THE ANALYSIS OF SOIL MICRO-EUKARYOTIC DIVERSITY IN A MOUNTAIN CLOUD FOREST..... 168

INTERPRETACIÓN DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO: UNA NUEVA PROPUESTA METODOLÓGICA..... 174

ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DESORCIÓN DE FÁRMACOS COVID EN SUELO REGADO CON AGUA RESIDUAL..... 178

LA FITORREMEDIACIÓN REESTABLECE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL SUELO 183

LA VEGETACIÓN EXÓTICA Y SU IMPACTO EN LOS SUELOS DE LA SIERRA DE GUADALUPE, CDMX..... 189

LAS REGULACIONES FISIOLÓGICAS DE UN CACTUS ALTAMENTE TOLERANTE A LA SEQUÍA MODIFICAN LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN SU RIZOSFERA. 195

MAPEO DIGITAL DE LA PROFUNDIDAD DEL SUELO EN MÉXICO..... 201

MEDICIÓN DE LA EVAPORACIÓN DEL SUELO CON MÉTODOS MICROMETEOROLÓGICOS..... 206

MICROPLÁSTICOS EN SUELOS DE LA PRIMERA SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC, CIUDAD DE MÉXICO. 211

MONITOREO DE FLUJOS DE CO_2 DEL SUELO EN EL OBSERVATORIO MEXICANO DEL CLIMA Y LA COMPOSICIÓN ATMOSFÉRICA (OMECCA)..... 216

OBSERVATORIO ECOHIDROLÓGICO VALLE DEL YAQUI: INTEGRACIÓN DE HERRAMIENTAS PARA EL ANÁLISIS DE INTERACCIONES SUELO-PLANTA-ATMÓSFERA 221

PARÁMETROS DE HUMEDAD E HDRÁULICOS DEL SUELO EN EL AGROSISTEMA CACAO 227

PROCESOS DE COLONIZACIÓN DE ROCA BASÁLTICA POR COSTRA SAXÍCOLA EN LA FORMACIÓN DE UN SUELO..... 231

PROPUESTA DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA DIAGNÓSTICO DE CORROSIVIDAD DE SUELOS 238

PROTOTIPO DE MEDICIÓN DEL FLUJO DE CO_2 DEL SUELO USANDO MICROSENSORES 244

RESIDUO DE LEVADURA DE CERVEZA EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y EL DESARROLLO DE DOS CULTIVOS 250

SECRETOS DEL SUELO: HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES Y FACTORES EDÁFICOS EN ESPECIES DE LA VEGETACIÓN SECUNDARIA 256

SUELOS EN UNA LITOSECUENCIA DE LA ZONA SEMIÁRIDA DE LOS REYES METZONTLA-PUEBLA. 263

VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA TASA DE INFILTRACIÓN DEL SUELO EN UNA CUENCA SEMIÁRIDA DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE..... 268

VEGETACIÓN DE SELVA MEDIANA SUBCADUCIOLIA EN EL SUR DE YUCATAN, UN IMPORTANTE SUMIDERO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO 274

PATRONES ESPACIALES DE LA DEMANDA SOCIOCULTURAL Y LA OFERTA BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS VINCULADOS AL SUELO EN BOSQUES TROPICALES 280

ACIDIFICACIÓN DEL MEDIO DE CRECIMIENTO EN RESPUESTA A LA NUTRICIÓN AMONIACAL Y SU EFECTO EN CULTIVO DE PIMIENTO

Octavio González Chávez[1]*; Gelacio Alejo Santiago[2]; Cecilia Rocío Juárez Rosete[2]; Beatriz Guillermina Arrieta Ramos[2]; Fernando González Chávez[3];

[1]Doctorado en Ciencias Biológico Agropecuarias, Universidad Autónoma de Nayarit. C.P. 63780, Xalisco, Nayarit, México; [2]Unidad Académica de Agricultura. Universidad Autónoma de Nayarit. C.P. 63780, Xalisco, Nayarit, México; [3]Universidad Politécnica del Estado de Nayarit, Tepic, Nayarit, México; Autor para correspondencia: *octavio.glezch@gmail.com

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la acidificación del medio de crecimiento en cultivo de pimiento (*Capsicum annuum* L. var. Avante) en respuesta a la nutrición amoniacal. El estudio se realizó bajo condiciones de invernadero. Como fuente de riego y nutrición se utilizó la solución universal Steiner al 50 % modificada por la inclusión de amonio. Los tratamientos evaluados fueron cuatro relaciones de NO_3^-/NH_4^+ (%): 100/0, 90/10, 80/20 y 70/30. Se utilizó un diseño experimental completamente al azar con diez repeticiones por tratamiento. El análisis de varianza indicó que las relaciones de NO_3^- y NH_4^+ promovieron una respuesta diferencial en las variables de respuesta. La relación 80/20 promovió mayor peso medio y diámetro de fruto, asimismo redujo significativamente la incidencia de pudrición apical. La relación de NO_3^-/NH_4^+ que mantuvo un pH dentro del rango de mayor solubilidad de nutrientes fue la 80/20. Esto demuestra que la relación 80/20, que equivale a 6/1.5 meq $\cdot L^{-1}$ de NO_3^- y NH_4^+, tiene un impacto positivo en el crecimiento y calidad de frutos de pimiento.

PALABRAS CLAVE: *Acidez; alcalinidad; amonio; pH.*

INTRODUCCIÓN

El uso de fertilizantes nitrogenados es muy común en la producción de alimentos, generalmente los fertilizantes a base de nitratos son los más utilizados, dejando por un lado otras fuentes de nitrógeno como los fertilizantes a base de amonio (Galindo *et al*., 2020).

La producción de alimentos con fertilizantes a base de nitratos suele alcalinizar los suelos, debido a que las raíces de las plantas liberan iones OH^- y HCO_3^- al absorber iones NO_3^-. En contraste, el uso de fertilizantes a base de amonio acidifica los suelos al liberar iones H^+ y absorber iones NH_4^+ (Lu *et al*., 2020).

Algunas consecuencias que conlleva la acidificación del suelo son saturación de aluminio, disminución en la capacidad de intercambio catiónico y deterioro estructural por pérdida de mineral arcilloso (Goulding, 2016). Mientras que, en la alcalización del suelo se reduce el potencial hídrico y la permeabilidad del suelo, aumenta la escorrentía

y erosión del suelo, debido a la baja infiltración por dispersión de arcillas (Zewd & Siban, 2021).

Estos fenómenos disminuyen la disponibilidad de nutrientes en la solución del suelo, lo que perjudica el desarrollo y calidad de los productos agrícolas (Lu *et al*., 2020), por lo que una adecuada proporción de NH_4^+ respecto al NO_3^- podría estabilizar el pH de la solución del medio y mejorar la productividad de los cultivos (Zhang *et al*., 2022). En el contexto anterior, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de la acidificación del medio de crecimiento en cultivo de pimiento (*Capsicum annuum* L. var. Avante) en respuesta a la nutrición amoniacal.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación se estableció bajo condiciones de invernadero, el cual está ubicado en la Unidad Académica de Agricultura, Xalisco estado de Nayarit. El material vegetal utilizado fueron plantas de pimiento tipo Blocky variedad Avante® de la casa comercial Rijk Zwaan. La siembra de las semillas y desarrollo de las plántulas se realizó en charolas de poliestireno de 200 cavidades. A los 40 días después de la emergencia, para tener mayor pureza y control del medio de crecimiento, se realizó el trasplante en sustrato mineral a base de roca volcánica en contenedores de 10 L de capacidad con una granulometría ≤ 6 mm. Como fuente de riego y nutrición se utilizó la solución nutritiva de Steiner (Steiner, 1984) a una concentración del 50 % y se aumentó la concentración de nitrógeno total de 6 a 7.5 meq $\cdot L^{-1}$.

Los tratamientos evaluados fueron cuatro relaciones de NO_3^-/NH_4^+ (%): 100/0, 90/10, 80/20 y 70/30, que corresponde a una concentración de 7.5/0, 6.75/0.75, 6/1.5 y 5.25/2.25 meq $\cdot L^{-1}$ de NO_3^- y NH_4^+, respectivamente. Las plantas se regaron mediante un sistema de riego por goteo, con una conductividad eléctrica de 1 ± 0.3 mS/cm.

Se establecieron cuatro tratamientos con un diseño experimental completamente al azar, con diez repeticiones por tratamiento. Cada unidad experimental estuvo compuesta por una planta cultivada en un contenedor de 10 L de capacidad. Las variables evaluadas fueron: peso medio de fruto fresco: en cada corte, los frutos se cosecharon en madurez comercial rojo y se pesaron en una balanza digital Ek-200i®; diámetro de fruto: se midió en la zona ecuatorial del fruto mediante un vernier digital ACC-SERIE 116; pudrición apical: se contabilizaron todos los frutos cosechados que presentaba síntomas de pudrición, se determinó como el porcentaje del rendimiento total de frutos; pH de la solución del medio: de forma semanal, se determinó mediante un potenciómetro portátil HI83141-1, a través de la colecta de 50 mL de solución del medio drenada.

Para la evaluación estadística de los resultados, se realizó un análisis de varianza y comparación de medias con la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$) con el paquete Statistical Analysis System (SAS®) versión 9.1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las distintas concentraciones de amonio en la solución nutritiva, modificaron el pH de la solución del medio de crecimiento. La relación 100/0 de NO_3^-/NH_4^+, aumentó el pH hasta un valor de 8.39, mientras que la relación 70/30 de NO_3^-/NH_4^+ disminuyó el pH hasta 4.28. La relación que mantuvo un pH más estable fue con la relación 90/10 de NO_3^-/NH_4^+ con un promedio de 6.49, mientras que la relación 80/20 de NO_3^-/NH_4^+ fue de 5.77 (Figura 1).

Figura 1. Efecto de la nutrición amoniacal en el pH del medio de crecimiento y su efecto en el cultivo de pimiento. Medias con letras distintas indican diferencias estadísticas significativas (Tukey, $p \leq 0.05$). ND: no detectado.

La variabilidad en el pH del medio de crecimiento se atribuye a la absorción de iones/cationes por la raíz. A medida que la raíz absorbe más iones NH_4^+, se liberan más iones H^+; asimismo, al absorber más iones NO_3^- se liberan más iones OH^- y HCO_3^- para mantener la electroneutralidad en la interfaz media de crecimiento-raíz (Custos *et al.*, 2020).

Estos resultados son similares a los reportado por Lu *et al*. (2020) en cultivo de arroz (*Oryza sativa* L . Handao 502), trigo blando (*Triticum aestivum* L. Super Wheat AK 68), soja (*Glycine max* (L.) Merr. Xudou 14) y maíz (*Zea mays* L. Suyu 20), donde el pH del medio de crecimiento disminuyó cuando fueron tratadas con NH_4^+ y aumentó cuando fueron tratadas con NO_3^-.

El pH óptimo varía dependiendo de los nutrientes y plantas que se estén utilizando. Sin embargo, la mayoría de las plantas prefieren un rango de pH ligeramente ácido entre 5.5 y 6, donde la mayoría de los nutrientes se encuentran solubles y disponibles para la planta (Guo *et al*., 2022).

El mayor peso medio de fruto, se obtuvo con la relación 80/20 de NO_3^-/NH_4^+ con un incremento de 13.94 % respecto a 100/0. De igual manera, los frutos con mayor diámetro ecuatorial se obtuvieron con la relación 80/20, con un aumento del 4.87 % (Figura 1). Estos resultados son similares a los obtenidos por Antúnez-Ocampo *et al.* (2014) en cultivo de uchuva (*Physalis peruviana* L.), donde la relación 25/75 de NO_3^-/NH_4^+ obtuvo mayor peso de los frutos. El uso NO_3^- y NH_4^+ como fuentes de nitrógeno aumenta la eficiencia del metabolismo del nitrógeno lo que provoca mayor crecimiento y productividad en la planta (Saleh *et al*., 2019).

Los frutos presentaron mayor incidencia de pudrición apical con la relación 70/30 de NO_3^-/NH_4^+, mientras que, con la relación 80/20 no se detectaron frutos con pudrición apical (Figura 1). La pudrición apical se debe a la deficiencia de calcio en la planta y su baja translocación al fruto. Este fenómeno se origina por el antagonismo que existe entre los iones amonio y calcio, resultado de su similitud fisicoquímica (Bonomelli *et al*., 2021). Así mismo, la acidificación del medio de crecimiento debido al exceso de NH_4^+ o la alcalinización causada por el uso exclusivo de NO_3^- pueden ocasionar una reducción en la disponibilidad de calcio, debido a la poca solubilidad bajo estas condiciones, lo que resulta en una disminución de su absorción por la planta (da Silva y Fitzsimmons, 2016).

CONCLUSIONES

Las distintas concentraciones de NH_4^+ tuvieron un efecto significativo en el pH del medio de crecimiento y desarrollo de los frutos. La relación 80/20, que equivale a 6/1.5 meq $\cdot L^{-1}$ de NO_3^- y NH_4^+, promovió un mayor peso medio y diámetro de los frutos, asimismo redujo significativamente la incidencia de pudrición apical. La relación 80/20 de NO_3^-/NH_4^+ mantuvo un pH dentro del rango de mayor solubilidad de nutrientes. Esto demuestra que un adecuado balance entre NO_3^- y NH_4^+ tiene un impacto positivo en el crecimiento y calidad de frutos de pimiento.

LITERATURA CITADA

Antúnez-Ocampo, O. M., Sandoval-Villa, M., Alcántar-González, G., & Solís-Martínez, M. (2014). Aplicación de amonio y nitrato en plantas de Physalis peruviana L. *Agrociencia*, *48*(8), 805-817.

Bonomelli, C., de Freitas, S. T., Aguilera, C., Palma, C., Garay, R., Dides, M., ... & O'Brien, J. A. (2021). Ammonium excess leads to Ca restrictions, morphological changes, and nutritional imbalances in tomato plants, which can be monitored by the N/Ca ratio. *Agronomy*, *11*(7), 1437.

Custos, J. M., Moyne, C., & Sterckeman, T. (2020). How root nutrient uptake affects rhizosphere pH: A modelling study. *Geoderma*, *369*, 114314.

da Silva Cerozi, B., & Fitzsimmons, K. (2016). The effect of pH on phosphorus availability and speciation in an aquaponics nutrient solution. *Bioresource technology*, *219*, 778-781.

Galindo, L. A. G., Rivas, A. C., Melendez, J. P., & Mayorquín, N. (2020). Alternativas microbiológicas para la remediación de suelos y aguas contaminados con fertilizantes nitrogenados. *Scientia et technica*, *25*(1), 172-183.

Goulding, K. W. T. (2016). Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil use and management*, *32*(3), 390-399.

Guo, G., Xiao, J., & Jeong, B. R. (2022). Iron source and medium pH affect nutrient uptake and pigment content in Petunia hybrida 'Madness Red'cultured in vitro. *International Journal of Molecular Sciences*, *23*(16), 8943.

Lu, H. L., Nkoh, J. N., Abdulaha-Al Baquy, M., Dong, G., Li, J. Y., & Xu, R. K. (2020). Plants alter surface charge and functional groups of their roots to adapt to acidic soil conditions. *Environmental Pollution*, *267*, 115590.

Saleh, S., Liu, G., Liu, M., Liu, W., He, H., & Abdelhamid, M. T. (2019). Do NH 4: NO 3 ratio and harvest time affect celery (Apium graveolens) productivity and product quality?. *Folia Horticulturae*, *31*(2), 343-353.

Steiner, A. A. (1984). The universal nutrient solution. In: *I. S. O. S. C. Proceedings 6th International Congress* on *Soilless Culture*. The *Netherlands*. *633-649.*

Zewd, I., & Siban, M. (2021). The effects of alkalinity on physical and chemical properties of soil. *J. Journal of Plant and Biology and Agriculture Science*, *3*(2), 1-5.

Zhang, H. Q., Shen, R. F., & Zhao, X. Q. (2022). Nitrogen source preference in maize at seedling stage is mainly dependent on growth medium pH. *Agronomy*, *12*(9), 2149.

ALMACENES DE CARBONO EN EL PARQUE ECOLÓGICO LA JOYA - LA BARRETA, QUERÉTARO

Arely Rosas-Cipriano[1*]; Mariano Torres Gómez[2]; Jhoana Paola Hérnandez-Bravo[2]; Gérard Chiffert-García[2]; Viviana Marcela Varón-Ramírez[2]; Carlos Eduardo Arroyo-Cruz[2]; Alma Vázquez-Lule[4,5]; Sergio Armando Villela Gaytán[3]; Sara Solis Valdéz[2]; Mario Guevara Santamaría[2]

1 Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México Campus Ciudad Universitaria, CDMX. MX. *arely_rosas@ciencias.unam.mx; 2 Centro de Geociencias, Universidad Nacional Autónoma de México Campus Juriquilla, Qro. MX; 3 Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Naturales, Universidad de Guadalajara. Jalisco, MX; 4 Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia; 5 Water and Carbon Solutions, Querétaro, México

RESUMEN

Los ecosistemas terrestres tienen la capacidad de almacenar y capturar el carbono (C) atmosférico, su conservación y manejo brindan oportunidades para la mitigación de gases de efecto invernadero. Se cuantificó el C almacenado en la biomasa aérea (BA) y en el suelo del Parque Ecológico La Joya – La Barreta, un parque municipal perteneciente a la Zona Sujeta a Conservación Ecológica, conocida como Zona Occidental de Microcuencas en Querétaro, México. En 100 sitios de muestreo, se colectaron datos forestales para estimar la BA, mediante ecuaciones alométricas, y factores de conversión para la estimación de C aéreo. Se colectaron muestras de suelo para medir la densidad aparente y el C orgánico a los 30 cm de profundidad. En promedio, el parque almacena en total 129.19 ± 64 t C ha^{-1}; en la BA se encontró un promedio de 8.38 ± 16 t C ha^{-1}, mientras que en el suelo fue 120.82 ± 59.64 t C ha^{-1}. En los encinares hubo un mayor contenido de C, la mayoría ubicados en pendientes mayores a los 35° de inclinación; las estimaciones de C en estas áreas corresponden a 21.46 ± 20.47 t C ha^{-1} y 140.15± 72.0 t C ha^{-1} para la vegetación y el suelo, respectivamente. Con este estudio se ha generado la línea base del C almacenado en ambos reservorios. El conocimiento de los almacenes ayuda a identificar zonas prioritarias de conservación, así como a orientar futuros planes de manejo del parque.

PALABRAS CLAVE: *biomasa aérea; carbono orgánico en suelos; ecuaciones alométricas*

INTRODUCCIÓN

El carbono (C) atmosférico ha cobrado gran importancia debido a sus efectos en el cambio climático, su concentración ha incrementado de 280 ppm en el año 1750 a 379 ppm en el 2004, a una tasa anual mayor a 1 ppm (Castro *et al.,* 2002; Epstein & Rogers, 2004). Los ecosistemas terrestres (ET) tienen la capacidad de almacenar y capturar el C dentro de la biomasa aérea (BA), biomasa subterránea, la necromasa y el suelo; gracias a procesos fotosintéticos y de degradación de materia. En ecosistemas áridos el almacén

más grande se encuentra en la BA y el suelo; con 1.6 a 15.4 t C ha^{-1} y 2.1 a 72 t C ha^{-1} respectivamente (Montaño *et al.,* 2016; Návar *et al.,* 2004; Pavón & Briones, 2000).

Querétaro es uno de los municipios con mayores emisiones de C, por lo que es fundamental llevar a cabo acciones que mitiguen el impacto de éstas. Los mercados de carbono promueven la conservación de los ET a través de proyectos que se encargan de secuestrar carbono, mantener su almacenamiento y reducir emisiones hacia la atmósfera. Un ejemplo de proyectos de secuestro de carbono son los de reforestación (PNUMA, 2023) en el Parque La Joya – La Barreta ya hay proyectos activos. El conocimiento de los almacenes de carbono puede ayudar a diseñar planes de manejo en el parque. Por ello en el presente estudio se estimó el carbono en la biomasa vegetal aérea y en el suelo del parque, así como también se identificaron factores biofísicos que influyeron en la variabilidad del C.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Ecológico La Joya - La Barreta, se ubica dentro del municipio de Querétaro y forma parte del Área Natural Protegida municipal Zona Occidental de Microcuencas. El clima predominante, es semiseco templado BS1Kw(w). Tiene una extensión de 247.91 ha, donde se encuentran bosques de encino, bosque tropical caducifolio y matorral crasicaule (Zamudio *et al*., 1992).

En 100 sitios seleccionados mediante el muestreo de Cubo Hiperlatino, dentro de un cuadrante de 20 x 20 m, se muestrearon atributos forestales de la vegetación, suelos, y del terreno. Para la vegetación se registró el nombre de la especie, diámetro a la altura del pecho (DAP), área basal (AB), cobertura y altura total, mediante el uso de flexómetros y Blume Leiss. En el suelo, se midió la densidad aparente, y se tomaron muestras a los 30 cm de profundidad con una barrena para ser analizadas en laboratorio. Las muestras fueron pesadas con una balanza milimétrica. Los datos fueron colectados por un equipo de 4-5 personas, en un periodo de 5 semanas, durante los meses de diciembre 2022 a enero 2023.

Para garantizar la calidad de la información contenida en la base de datos, la base fue curada. Posteriormente mediante el uso de ecuaciones alométricas se obtuvo la BA de cada individuo, las cuales se observan en el Cuadro 1. La BA fue usada para la estimación del almacén de C en la vegetación, multiplicándose por la fracción de carbono correspondiente para cada especie.

Para la estimación de carbono orgánico en el suelo (COS) se utilizó la siguiente ecuación (Batjes, 1996)

$$\text{COS}\left[\text{t ha}^{-1}\right]=\text{CO*E*DA*}\left(\frac{1\text{-FG}}{100}\right)\text{*10}$$

CO es el porcentaje de carbono, *E* es el espesor muestreado (30 cm), *DA* es la densidad aparente (g/cm^3) y *FG* es el porcentaje volumétrico de fragmentos rocosos.

Cuadro 1. Ecuaciones alométricas seleccionadas para el cálculo de biomasa aérea. AB área basal, HT altura total, DAP diámetro a la altura del pecho, ρ densidad de la madera.

Ecuación	r^2	Referencia
[10^[−0.8092]*[AB*0.30*HT]^[0.8247]]	0.92	Martínez-Yrizar *et al.* (1992)
[0.0890]*[DAP^2.5226]	0.95	Návar (2009)
[0.1229]*[DAP^131.80]	0.91	
$0.112 * [\rho*DAP^2*HT]^{0.916}$	0.996	Chave *et al.* (2005)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró que en promedio el total de carbono que se almacena fue de 129.19 ± 64 t C ha^{-1}, el reservorio que más aporte de C tuvo fue el suelo y luego la vegetación aérea 120.82 ± 59.63 t C ha^{-1} y 8.38 ± 16 t C ha^{-1} (Cuadro 2). En cuanto a los tres tipos de vegetación, los encinares contienen una mayor cantidad de C, 161.61±74.44 t C ha^{-1}. En la Figura 1a, se observa el almacén de C en cada tipo de vegetación a lo largo de distintos grados de inclinación. Pastizales y matorrales tienden a localizarse en las zonas más planas (0° a 50°), mientras que los encinares se encuentran en zonas más inclinadas (15° a 90°).

A diferencia de los matorrales y pastizales, en los encinares se encontró una mayor cantidad de estratos vegetativos arbóreos que, en comparación con arbustos, cactus y rosetófilas, tienen una mayor capacidad de producir biomasa. Se suele asumir que el 50% de la biomasa es carbono, sin embargo, se pueden presentar variaciones asociadas al metabolismo, fisiología y morfología de cada especie ligadas al funcionamiento óptimo dentro de las condiciones ecológicas en que se desarrollan (Sardans & Peñuelas, 2014). Aunado a esto, la producción vegetal en encinares es mayor, la cantidad de C orgánico en el suelo fue mayor debido a que este es controlado mediante el balance entre la producción vegetal y su descomposición, pues este se deriva de la materia orgánica del suelo, la cual puede contener hasta un 58% del COS (Jenny, 1994; Stockmann *et al.*, 2013).

Cuadro 2. Promedio de C almacenado en el suelo y la biomasa aérea (BA), según el tipo de vegetación.

Tipo de vegetación	C en BA (t ha^{-1})		C en el suelo (t ha^{-1})		C total (t ha^{-1})	
	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar	Media	Desviación estándar
Pastizal	0.49	0.62	117.30	51.53	117.79	51.75
Matorral	0.67	0.74	106.6	47.04	107.3	47.05
Encinares	21.46	20.47	140.15	72	161.61	74.44
Total	8.38	16.00	120.82	59.63	129.19	64.00

Figura 1. a) Carbono almacenado en la Biomasa Aérea b) Carbono almacenado en el suelo a los 30 cm de profundidad. En color rojo se representan los tipos de vegetación presentes en el parque; rojo - encinares, verde- matorrales y azules- pastizales. La pendiente se encuentra en grados de inclinación.

CONCLUSIONES

Con este trabajo se logra crear la línea base del C almacenado a lo largo del parque. El tipo de vegetación es uno de los factores principales que influyen en la variabilidad del almacén de C. Los sitios donde se encuentran los encinares ubicados en su mayoría en pendientes mayores a los 35° de inclinación, se encuentra la mayor cantidad de C almacenado, tanto en el suelo como en la vegetación aérea. Esto porque, el estrato vegetativo más común son los árboles. Este conocimiento e información puede ser usado como punto de partida para la toma de decisiones en cuanto al manejo y conservación del parque.

BIBLIOGRAFÍA

Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European journal of soil science, 47(2), 151-163.

Castro, Z. R., Arteaga, R. R., Vázquez, R.M., Jiménez, J.L. (2002). Introducción a la Meteorología. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Edo. de México. 247 p.

Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J-P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B. & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. Oecologia, 145, 87-99.

Epstein, R., Rogers, C. (2004). The impacts of CO2 and climate change on public health in the Inner City. The Center for Health and the Global Environment-Harvard Medical School. Consultado el 3 de mayo 2023.

Jenny, H. (1994). Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. Courier Corporation.

Martinez-Yrizar, A., Sarukhan, J., Perez-Jimenez, A., Rincon, E., Maass, J.M., Solis-Magallanes, A. & Cervantes, L. (1992). Above-ground phytomass of a tropical deciduous forest on the coast of Jalisco, México. Journal of Tropical Ecology, 8, pp 87-96 doi:10.1017/S0266467400006131

Montaño, N. M., Ayala, F., Bullock, S. H., Briones, O., García Oliva, F., García Sánchez, R., Maya, Y., Perroni, Y., Siebe, C., Tapia-Torres, Y., Troyo, E. & Yépez, E. (2016). Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. Terra Latinoamericana, 34(1), 39-59. 7.

Návar, J., Méndez, E., Nájera, A., Graciano, J., Dale, V., & Parresol, B. (2004). Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. Journal of arid environments, 59(4), 657-674.

Návar, J. (2009). Allometric equations for tree species and carbon stocks for forests of northwestern Mexico. Forest ecology and Management, 257(2), 427-434

Pavón, N. P., & Briones, O. (2000). Root distribution, standing crop biomass and belowground productivity in a semidesert in Mexico. Plant Ecology, 146, 131-136.

PNUMA. (2023). The CDM Pipeline. Consultado el 4 mayo de 2023. Disponible en: http://cdmpipeline.org

Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., & Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. Agriculture, Ecosystems & Environment, 164, 80-99.

Sardans, J., & Peñuelas, J. (2014). Climate and taxonomy underlie different elemental concentrations and stoichiometries of forest species: the optimum "biogeochemical niche". Plant ecology, 215, 441-455.

Zamudio, S. J. Rzedowski, E. Carranza & G., Calderón de Rzedowski. (1992). La vegetación del estado de Querétaro. Consejo de ciencia y tecnología del estado de Querétaro e Instituto de Ecología, A.C. Querétaro, Querétaro, México. 92 pp.

CARACTERIZACIÓN DE LA DIVERSIDAD MICROBIANA PRESENTE EN SUELOS DE DOS ECOSISTEMAS DEL NORESTE DE MÉXICO

Patricia Lizbeth Espindola Guzmán[1*]; Mayra Alejandra Gómez Govea[1]; Gabriel Ruíz Aymá[1]; Irám Pablo Rodríguez Sánchez[1]; Antonio Guzmán Velasco[1]; Alina Olalla Kerstupp[1]; Miguel Ángel Rico Rodríguez[1]; José Ignacio González Rojas[1].

[1] Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Biológicas. Laboratorio de Fisiología Molecular y Estructural. Av. Universidad s/n Ciudad Universitaria San Nicolás de los Garza Nuevo León, México C.P. 66451. *espindola.liz@gmail.com

RESUMEN

El suelo es el medio necesario para otorgar soporte mecánico a la vegetación, brinda los nutrientes fundamentales para su establecimiento y es además hábitat para miles de especies de animales, bacterias, hongos y protozoarios. Del suelo provienen más del 90% de los alimentos que se consumen día con día y, a pesar de su importancia, en la actualidad se ha visto amenazado por actividades antropogénicas como la industria, la contaminación, las malas prácticas agrícolas y la deforestación, lo que acelera su degradación. Por ello, en los últimos años se han buscado alternativas sustentables que permitan el aprovechamiento de los suelos, sin poner en riesgo su salud, por esta razón y por su aplicación en la agricultura, el estudio de los microorganismos del suelo ha tenido su auge. Por lo anterior, en el presente trabajo se realizó una caracterización de la microbiota de los suelos en dos sitios dentro del estado de Nuevo León, con el fin de evaluar la biodiversidad de bacterias presentes, utilizando el gen 16S por medio de técnicas de secuenciación masiva de nueva generación (NGS) y de la misma manera se identificaron las bacterias cultivables. En los resultados de los dos sitios muestreados se identificaron 358 géneros, además se encontraron especies de importancia ecológica como *Bacillus cereus* y *Pseudomonas putida*. Estos resultados pueden ayudar a la búsqueda de bacterias clave esenciales y su papel en el ecosistema de suelo.

PALABRAS CLAVE: *Bacterias; Biodiversidad; Microbiota; NGS.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es el medio esencial para otorgar soporte mecánico a la vegetación, así mismo, es el encargado de brindar los nutrientes fundamentales para el establecimiento y desarrollo de las plantas, además es un medio natural y heterogéneo, compuesto por fracciones bióticas y abióticas interactuando entre sí (Bautista, 1999). Se considera el hábitat de miles de especies animales y vegetales conocidos como mesofauna (ácaros, sínfilos, colémbolos, enquitreidos, entre otros) importantes debido a su papel en el movimiento de la materia orgánica, aireación y drenaje del suelo (Socarrás, 2013); y macrofauna (lombrices de tierra, hormigas, larvas, entre otros) (Brown *et al*., 2001). En los últimos años, el estudio de los microorganismos del suelo ha aumentado su interés

debido a los aportes y beneficios que estos traen para la agricultura y otras áreas al ser indicadores de calidad, fertilidad y condiciones ecológicas (Reyes y Valery, 2007).

Hoy en día los suelos se encuentran cada vez más degradados, principalmente por las actividades humanas como la alta actividad industrial, el sobrepastoreo y las malas prácticas agrícolas. En el estado de Nuevo León, por la gran cantidad de industria pesada y el alto nivel de aglomeración urbana, los suelos se encuentran en un nivel de degradación de moderado a alto; es por ello que este estudio tiene como objetivo analizar los perfiles bacterianos del suelo de dos sitios dentro de la Sierra Madre Oriental con el fin de evaluar la biodiversidad de bacterias presentes en cada uno de ellos y de la misma manera aislar cepas de suelo regional para buscar bacterias con actividad bioestimulante de plantas con el propósito de generar información para el mejor manejo y conservación de los suelos en Nuevo León.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron dos sitios de muestreo con diferente altitud dentro de la Sierra Madre Oriental en los estados de Coahuila y Nuevo León, el tipo de suelo predominante en el área son los Leptosoles (Litosoles), Feozem y Regosol Calcárico (Reyna-Olvera, 1998).

Determinación microbiológica

Extracciones de ADN. Se llevaron a cabo extracciones de ADN utilizando el kit ZymoBIOMICS- Secuencia Metagenómica Dirigida (Zymo Research, Irvine, CA). La secuenciación dirigida del gen ARN ribosomal 16s bacteriano se realizó utilizando el kit de preparación de biblioteca Quick-16S NGS, los productos de la PCR final se cuantificaron con lecturas de fluorescencia qPCR.

Secuenciación. La biblioteca final se secuenció en Illumina® MiSeq ™ con un kit de reactivo v3 (600 ciclos). La secuenciación se realizó con > 10% de PhiX spike-in.

Aislamiento. Se tomó 1 gr de la muestra de suelo tamizada y sin secar para inocular un tubo de medio LB, se incubó a 35 ± 2 °C durante 24 h para el aislamiento de bacterias mesófilas. Posteriormente se realizó el aislamiento en agar LB mediante la toma de una azada de la muestra y su posterior incubación por 24 h a temperatura de 35 ± 2 °C. Después del período de incubación se seleccionaron las colonias de acuerdo con sus características microscópicas y macroscópicas para su identificación.

Identificación de bacterias. Para la identificación taxonómica a partir de las colonias aisladas se realizó una suspensión, se tomó una alícuota y se transfirió al pocillo correspondiente de la placa MALDI, se mezcló con 1µL de ácido fórmico para la extracción de DNA. Posteriormente se agregó 1µL de la matriz. La identificación se llevó a cabo por el equipo automatizado de espectrometría de masas MALDI-TOF (BD™ Bruker MALDI Biotyper™) en el Laboratorio de Diagnóstico Microbiológico de Alta Especialidad en el Servicio de Gastroenterología, Hospital Universitario Dr. José Eleuterio González en Monterrey, Nuevo León.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando los dos muestreos se lograron identificar 23 phylum, 37 clases, 68 órdenes, 108 familias y 358 géneros. El Phylum Actinobacteria fue el más representativo en ambos sitios (32.98% y 32.69%), seguido por Proteobacteria (31.75% y 22.35%) concordando con lo establecido por Argüello (2022), donde se resalta a estos phyla como los más representativos en suelos estudiados en un gradiente altitudinal; a nivel clase fue Alphaproteobacteria con abundancia relativa de 20.76% y 14.88%. Para los dos sitios el orden Rhizobiales fue el más abundante (9.99% y 9.83%). A nivel familia, para el sitio de mayor altitud la más representativa fue Nocardioidaceae (4.84%) y para el sitio de menor altitud fue la familia Planctomycetaceae (6.12%). En ambos sitios de muestreo los géneros más representativos fueron *Streptomyces* (4.27% y 3.21%), *Sphingomonas* (3.50% y 2.42%) y *Nocardioides* (3.28% y 1.17%). Se observó una alta complejidad en la estructura de los suelos presentándose una alta cantidad de especies con porcentajes de abundancia <1%.

Cuadro 1. Especies bacterianas aisladas y su importancia ecológica.

Especie	Beneficios
Pseudescherichia vulneris	• Producción de AIA. • Producción de sideróforos.
Pseudomonas putida	Bacteria promotora del crecimiento vegetal (PGPR): • Movilización de nutrientes. • Prevención del desarrollo de patógenos por medio de la producción de inductores. • Producción de ácido abscísico, citoquininas, giberelinas y auxinas. • Inhibe producción de etileno.
Lysinibacillus boronitolerans	• Producción de ácido abscísico.
Lysinibacillus xylanilyticus	• Producción de ácido abscísico. • Control biológico de antracnosis. • Promueve el desarrollo de raíces. • Producción de AIA.
Bacillus pseudomycoides	Bacteria promotora del crecimiento vegetal (PGPR): • Producción de citoquininas, ácido abscísico, auxinas y giberelinas.
Bacillus cereus	Bacteria promotora del crecimiento vegetal (PGPR): • Producción de citoquininas, ácido abscísico, auxinas y giberelinas. • Estimulación de la germinación de las semillas.
Escherichia coli	• Producción de etileno nocivo para las plantas.

A partir de los aislamientos se identificaron 7 especies, en ambos casos se registró la presencia de taxones de importancia ecológica (Cuadro 1), tal es el caso de las especies *Pseudomonas putida, Bacillus pseudomycoides* y *Bacillus cereus* reportadas por diversos

autores como bacterias promotoras del crecimiento vegetal (Comeau *et al*., 2021; Moreno-Reséndez, 2018) y otras que han sido utilizadas como bioestimulantes del desarrollo vegetal ya que producen fitohormonas y sideróforos como *Pseudescherichia vulneris, Lysinibacillus boronitolerans* y *Lysinibacillus xylanilyticus* (Ahsan *et al*., 2021).

CONCLUSIONES

En los suelos estudiados, se encuentra una amplia diversidad bacteriana, se identifican además, géneros de gran importancia ecológica y económica que se han utilizado en la agricultura, tales como *Rhizobium, Bacillus* y *Pseudomonas*, usados para elaborar biofertilizantes y llevar a cabo procedimientos de biorremediación en suelos contaminados. Las tecnologías utilizadas (NGS) muestran una ventaja en la identificación taxonómica de las especies bacterianas en comparación con los aislamientos realizados, por lo que son eficientes y representativas.

BIBLIOGRAFÍA

Ahsan, N., Marian, M., Suga, H. and Shimizu, M. (2021). *Lysinibacillus xylanilyticus* Strain GIC41 as a Potential Plant Biostimulant. *Microbes and Environments, 36*(4). doi:10.1264/jsme2.ME21047. PMID: 34744143

Argüello, S. (2022). *Diversidad microbiana en relación a un gradiente altitudinal en el páramo del Volcán Ilinizas [Tesis de licenciatura].* Quito: Universidad Central del Ecuador.

Bautista, F. (1999). *Introducción al Estudio de la contaminación del suelo por metales pesados.* Mérida, Yucatán, México: Ediciones de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Brown, G., Fragoso, C., Barois, I., Rojas, P., Patrón, J., Bueno, J., Morena, A., Lavelle, P., Ordaz, V. y Rodríguez, C. (2001). Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana*(1), 79-110.

Comeau, D., Balthazar, C.,Novinscak,A., Bouhamdani, N., Joly,D. and Filion, M. (2021). Interactions Between *Bacillus Spp*., *Pseudomonas Spp*. and *Cannabis sativa* Promote Plant Growth. *Frontiers in Microbiology, 12*(715758). doi:10.3389/fmicb.2021.715758. PMID: 34616381; PMCID: PMC8488376.

Moreno-Reséndez, A., García-Mendoza, V., Reyes-Carrillo, J.L., Vásquez-Arroyo, J., Cano-Ríos, P. (2018). Rizobacterias promotoras del crecimiento vegetal: una alternativa de biofertilización para la agricultura sustentable. *Revista Colombiana de Biotecnología, 20*(1), 68-83. doi:10.15446/rev.colomb.biote.v20n1.73707.

Reyes, I. y Valery, A. (2007). Efecto de la fertilidad del suelo sobre la microbiota y la promoción del crecimiento Del maíz (*Zea mays L.*) Con *Azotobacter spp*. *Bioagro, 19*(3), 117-126.

Reyna-Olvera, E. (1998). *Evaluación de la regeneración natural de coníferas en el área incendiada en 1975, en la Sierra La Marta, Arteaga, Coahuila [Tesis de Licenciatura].* Nuevo León: Universidad Autónoma de Nuevo León.

Socarrás, A. (2013). Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes, 36*(1), 5-13.

CARBONO DISUELTO EN VERTISOLES: EFECTO DE LA PRECIPITACIÓN EN EL SUR DE GUANAJUATO, MÉXICO

Víctor Manuel Montoya-Jasso[1]; Víctor Manuel Ordaz-Chaparro[1]*; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés[1]; Enrique Ojeda-Trejo[1] y Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[2]

[1]Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. 56230. [2]Universidad Autónoma de Nuevo León. Pedro de Alba S/N, Ciudad Universitaria, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México. 66451. *ordaz@colpos.mx

RESUMEN

Se evaluó la dinámica de la forma orgánica e inorgánica del carbono disuelto en respuesta a la precipitación para conocer el impacto de la misma sobre el flujo de las concentraciones mensuales de las formas disueltas de carbono, ya que las prácticas agrícolas influyen en la distribución y almacenamiento del carbono, sin embargo, la cuantificación de las salidas de carbono de forma disuelta ha sido poco estudiada en sistemas de producción agrícola. Se evaluaron muestras inalteradas de dos vertisoles, ambos bajo manejo de conservación y producción estacional de maíz, provenientes de Guanajuato, México, a los cuales se determinó el pH, la conductividad eléctrica y las formas disueltas de carbono en la fase líquida del suelo. Los resultados mostraron una variación elevada en las concentraciones acumuladas del carbono orgánico disuelto entre ambos suelos (361.02 y 275.80 mg kg^{-1}) y sus concentraciones mensuales se relacionaron directamente con el aporte de humedad procedente de la precipitación. Las concentraciones de carbono inorgánico disuelto aumentaron cuando se presentaron contenidos de humedad cercanos a capacidad de campo del suelo. El pH promedio se mantuvo en valores neutros en ambos suelos. Las diferencias en el flujo anual de las formas de carbono disuelto se relacionaron con la composición y proporción mineralógica, el tipo de arcilla y la distribución del aporte hídrico por la precipitación.

PALABRAS CLAVE: *Solución del suelo; Lixiviación; Materia orgánica; Carbonatos*

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico disuelto (COD) es la forma de transición del carbono orgánico del suelo (COS) a CO_2 (Nachimuthu y Hulugalle, 2016), lo que, en temporadas con presencia de humedad elevada, representa pérdidas de hasta 30% de materiales orgánicos por oxidación/mineralización del COS por la acción microbiana (Jacinthe *et al*., 2001), además de pérdidas de COD por lixiviación a horizontes inferiores del suelo (Schilling *et al*., 2023). La humectación y secado del suelo, dado por el proceso estacional de la precipitación, aunado a la rotación de los ciclos de cultivo (Schilling *et al*., 2020), a la porosidad del suelo y su temperatura en la estación primaveral (Wu *et al*., 2019) libera carbono potencialmente mineralizable (Laffely *et al*., 2020) que puede perderse por escorrentías superficiales y lixiviaciones a mantos freáticos (Nachimuthu y Hulugalle, 2016).

El objetivo de este ensayo fue evaluar el impacto de la precipitación mensual histórica en la dinámica anual de las formas disueltas de carbono de vertisoles del Bajío.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se emplearon dos suelos clasificados como vertisoles (V1 y V2), provenientes del Jaral del Refugio, Acámbaro, Guanajuato, México; en ambos suelos se mantiene un historial de cultivo de maíz bajo conservación del suelo durante ciclo primavera/verano. Se tomaron tres submuestras en tubos de PVC (3" de diámetro y 10 cm de largo) para formar columnas inalteradas del suelo, mismos que se secaron a temperatura ambiente hasta alcanzar un peso constante (419 g para V1 y 449 g para V2) para después saturarlos con agua destilada a razón de 10 mL cada 10 minutos con la finalidad de prevenir que el suelo atrapara aire, asegurando el flujo uniforme del agua en la columna de suelo y la infiltración. Posteriormente se suministró agua en función de la precipitación mensual histórica (1937/2019) (SMN, 2023) del sitio (Cuadro 1) y se recolectó el percolado para determinar el pH, la CE y las formas de carbono disuelto (FCD), estas últimas por combustión catalítica (Everaert y Baetens, 2004).

El periodo de recolección del percolado fue cada dos días, es decir, se suministraba el agua requerida y se drenaba durante 48 horas, una vez obtenido el percolado, se suministró el aporte requerido por el mes siguiente. Las variables de pH, CE y FCD del percolado fueron leídas inmediatamente con la finalidad de prevenir la contaminación por partículas suspendidas en el aire.

Cuadro 1. Distribución mensual histórica de la precipitación en Acámbaro, Guanajuato.

Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
P mm	2.19	.08	.82	.71	2.40	29.60	79.41	69.23	31.41	2.50	3.10	.94

Dónde: PP: precipitación pluvial.

Para el análisis de los datos se utilizó el software estadístico RStudio® en su versión 4.3, comenzando con la determinación del supuesto estadístico de normalidad y varianza, posteriormente se ejecutó un modelo de medidas repetidas y una prueba *t* ($p<0.05$) para examinar las diferencias entre muestras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al analizar los datos se comprobó la distribución normal ($p - value \geq 0.05$) de las variables y una varianza baja.

Valor de pH, CE y FDC de la fase líquida del suelo

Las variables determinadas mostraron diferencias estadísticamente significativas por efectos de los cambios en la precipitación mensual en ambos suelos, donde las

puntuaciones de la media y desviación estándar del V1 fueron mayores, excepto para la variable de pH, en comparación con el V2 (Cuadro 2).

En el Cuadro 3 se muestra la dinámica mensual del pH de ambos vertisoles, se observa que el pH oscila entre 7.7 y 6.4. Al comparar su dinámica se encontró una tendencia a la acidez desde el mes de enero hasta septiembre por efecto de la poca solubilidad de los carbonatos presentes en el suelo (Yáñez *et al.,* 2018). A partir del mes de septiembre el pH de los suelos presenta estados de alcalinidad en función de la predominancia de carbonatos este comportamiento se relaciona con el aumento y acumulación de la precipitación y la solubilidad de los carbonatos, de acuerdo con Simón (2013).

Al incrementarse el aporte hídrico en el mes de mayo, se observa una disminución de las sales de la solución de ambos suelos. Zavala *et al*., (2014) señalan que éste fenómeno corresponde a la lixiviación y/o transportación de las sales por escorrentía a horizontes inferiores.

Aunque la humedad recibida por ambos suelos fue exactamente la misma (Tabla 1), se observaron reacciones totalmente diferentes en la dinámica mensual de las FCD del suelo (Figura 1). La concentración de COD varió entre 361.02 mg kg^{-1} en V1 y 275.80 mg kg^{-1} en V2, tocante al CID su variación final entre vertisoles fue entre 682.85 mg kg^{-1} y 207.84 mg kg^{-1} para V1 y V2, respectivamente.

Cuadro 2. Comparación de medidas ejecutivas entre variables.

Suelo	pH		CE ($dS\ cm^{-1}$)		CTD		CID ($mg\ kg^{-1}$)		COD		$t_{(11)}$	p	d
	M	DE	M	DE	M	DE	M	DE	M	DE			
V1	6.98	0.34	1.45	1.28	86.98	36.61	56.90	32.79	30.08	20.34	1.01	.321	0.73
V2	7.03	0.34	0.48	0.56	40.30	15.26	17.32	5.17	22.98	13.18	4.12	.0002	0.28

Donde: V1: vertisol #1, V2: vertisol #2, CE: conductividad eléctrica, CTD: carbono total disuelto, CID: carbono inorgánico disuelto, COD: carbono orgánico disuelto, M: media y DE: desviación estándar. n=12.

Cuadro 3. Distribución anual de la dinámica mensual del pH y CE de vertisoles en Acámbaro, Guanajuato.

Suelo	Variable	Mes											
		E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
V1	**pH**	6.73	6.70	7.06	7.09	7.13	6.88	7.45	6.92	6.52	7.24	7.59	6.51
	CE (dSm^{-1})	3.58	3.28	3.02	2.40	1.78	0.75	0.58	0.28	0.30	0.59	0.62	0.25
V2	**pH**	6.85	7.01	6.67	7.03	7.4	7.17	7.37	6.85	6.45	7.28	7.64	6.72
	CE (dSm^{-1})	1.61	1.66	0.53	0.52	0.51	0.23	0.30	0.05	0.09	0.16	0.09	0.09

Durante el mes de enero, siendo un mes próximo al descenso de la precipitación, se observa un incremento en el COD del V1 (Figura 1) superior a un 600% en relación con el mes de diciembre, esto es resultado de la acumulación de restos de microorganismos que se mineralizan por acción de los primeros aportes de humedad y la modificación de la estructura del suelo por la mecanización (Kalbitz *et al*., 2000), además de la disolución y precipitación de calcita al contacto con la humedad (Domínguez-Villar *et al*., 2022).

Figura 1. Distribución anual de la dinámica mensual del carbono inorgánico y orgánico disuelto, respecto a la precipitación, de vertisoles en Acámbaro, Guanajuato.

CONCLUSIONES

La variabilidad del carbono orgánico disuelto sugiere una limitación en la movilidad del mismo hacia los horizontes inferiores del suelo durante la temporada con menor presencia de precipitaciones. Las diferencias en el flujo anual de las formas de carbono disuelto de ambos suelos están relacionadas con la composición y proporción mineralógica y de especies arcillosas.

BIBLIOGRAFÍA

Domínguez-Villar D., Bensa A., Svob M. and Krklec K. 2022. Causes and implications of the seasonal dissolution and precipitation of pedogenic carbonates in soils of karst regions – A thermodynamic model approach. Geoderma. 423. 115962. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115962

Everaert K. and Baeyens J. 2004. Catalytic combustion of volatile organic compounds. J. Hazard. Mater. 109(1-3): 113-139. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.03.019

Jacinthe P. A., Lal R. and Kimble J. M. 2001. Organic carbon storage and dynamics in croplands and terrestrial deposits as influenced by subsurface tile drainage. Soil Science. 166(5): 322-335. https://doi.org/10.1097/00010694-200105000-00003

Kalbitz K., Solinger S., Park J. H., Michalzik B. and Matzner E. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. Soil Sci 165:277–304. https://doi.org/10.1097/00010694-200004000-00001

Laffely A., Erich M., S. and Ohno T. 2020. Dissolved organic carbon chemical composition controls the rate of CO_2 release from rewetted soil. Soil Science Society of America Journal. 84(2): 483-493. https://doi.org/10.1002/saj2.20035

Nachimuthu G. and Hulugalle N. 2016. On-farm gains and losses of soil organic carbon in terrestrial hydrological pathways: A review of empirical research. International Soil and Water Conservation Research. 4. 245-259. http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.10.001

R Core Team-RStudio 4.3. 2023. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Schilling K. E., Streeter M. T., Vogolgesang J., Jones C. S. and Seeman A. 2020. Subsurface nutrient export from a cropped field to an agricultural stream: Implications for targeting edge-of-field practices. Agricultural Water Management. 241. 106339. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106339

Schilling K. E., Streeter M. T., Jones C. S. and Jacobson P. J. 2023. Dissolved inorganic and organic carbon export from tile-drained midwestern agricultural systems. Science of the Total Environmental. 883. 163607. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163607

Servicio Meteorológico Nacional. 2023. Información Estadística Meteorológica. Valores mensuales para la estación 11002, Acámbaro, Guanajuato, México. Obtenido de: https://smn.conagua.gob.mx/tools/RESOURCES/Mensuales/gto/00011002.TXT

Simón M., Peralta N. y Costa J. L. 2013. Relación entre la conductividad eléctrica aparente con propiedades del suelo y nutrientes. Cienc. Suelo. 31: 45-55.

Wu Z., Cui Y., Guimond-Barrett A., Mellado-Moreno M. and Deng Y. 2019. Role of surrounding soils and pore water in calcium carbonate precipitation in railway tunnel drainage system. Transportation Geotechnics, 21. 100257. https://doi.org/10.1016/j.trgeo.2019.100257

Yáñez D. M. I., Cantú S. I. y González R. H. 2018. Efecto del cambio de uso de suelo en las propiedades químicas de un vertisol. Terra Latinoamericana 36: 369-379. https://doi.org/10.28940/terra.v36i4.349

Zavala, L. M. M., de Celis Silvia, R. and López, A. J. 2014. How wildfires affect soil properties. A brief review. Geographical Research Letters 40: 311-331. https://doi.org/10.18172/cig.2522

CLASIFICACIÓN DE SUELOS CITRÍCOLAS EN GENERAL TERÁN, NUEVO LEÓN.

Vicente Vidal Encinia-Uribe[1]; Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1*]; Gustavo Andrés Ramírez-Gómez[2]; Sheyla Rubí Martínez Pérez[1]; Francia Deyanira Gaytán Martínez[1].

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León. Av. Francisco Villa S/N, Col. Ex Hacienda el Canadá, General Escobedo, C.P. 66050, Nuevo León, México; [2]Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Car. México-Texcoco, km 36.5, Montecillos, C.P. 56230, Edo. México, México
*edgar.gutierrezcs@uanl.edu.mx

RESUMEN

La clasificación de suelos permite conocer fácilmente las características principales e identificar y transferir tecnología generada en otras regiones para mejorar la producción de alimentos y contribuir a la conservación del recurso edáfico. El objetivo fue clasificar los suelos representativos de huertas citrícolas del municipio de General Terán, N.L. mediante la WRB (2015). Los siete sitios de muestreo fueron seleccionados a partir de un transecto trazado en la plataforma Google Earth Pro® e identificados con nombres locales por parte de los productores. Los resultados clasificaron los suelos de los sitios a) Ancón, b) Los Toronjos y c) La Corona en el grupo de referencia de Calcisols, asignándoles la clasificación de: Haplic Calcisol *(Aric, Clayic, Ochric, Raptic*) para los dos primeros; y Haplic Calcisol *(Aric, Clayic, Ochric)* para el tercero. Los sitios ubicados en la Hacienda Soledad de la Mota, pertenecientes a distintas huertas, reportaron suelos clasificados como Calcic Someric Kastanozem *(Clayic)* para el sitio de La Anacua; y Calcic Kastanozem *(Aric, Clayic)* para Los Nogales. Por otra parte, los perfiles de suelo de los sitios El Papalote y Ojo de Agua se clasificaron como Calcic Chernozem *(Aric, Clayic, Densic)* y Calcic Vertisol *(Aric, Hypereutric, Ochric),* respectivamente. Las características particulares de cada suelo otorgan información a productores, destacando la variabilidad edáfica del sistema productivo de la huerta citrícola y permite establecer un manejo diferencial agronómico adecuado para la producción y sostenibilidad del recurso.

PALABRAS CLAVE: *Base de referencia mundial de suelos; Conservación de suelos; Perfiles pedológicos.*

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de clasificación de suelos permiten identificar de forma detallada características físicas, químicas y biológicas particulares de predios con diferentes sistemas de producción agrícola (Sánchez *et al*., 2003), con la finalidad de encontrar y comprender nuevos enfoques que permitan obtener la información suficiente para mejorar el manejo agronómico y preservar los sistemas productivos evitando la degradación de los recursos y buscando la sostenibilidad productiva (Villaseñor *et al*., 2015).

Los suelos agrupan propiedades influenciadas y originadas por los factores formadores (biota, clima, material parental, relieve y tiempo), en función de la

localización geográfica en la que se encuentren (Jenny, 1941; Akinde *et al.,* 2020). En forma general, las propiedades edáficas se agrupan en 1) físicas, que describen el desarrollo estructural, el comportamiento de la porosidad, la arquitectura de las partículas y el color; 2) químicas, que condicionan el estado de la fertilidad; y 3) biológicas, que estudia la relación, comportamiento y presencia de la mesofauna y las raíces presentes.

Las características anteriores brindan información indispensable para llevar a cabo una caracterización y posteriormente una clasificación de suelos con la intención de reconocer con facilidad las características propias de cada unidad de suelo, proponer y adaptar manejos y prácticas agronómicas sostenibles que estén dirigidas a preservar el recurso edáfico y a la compresión de la interacción del suelo con el medio ambiente (Chaves *et al.,* 2021). Así mismo, la clasificación de los suelos permite determinar las condiciones precisas que estén dirigidas a incrementar el rendimiento de los cultivos, evitando la degradación y buscando garantizar la suficiencia alimentaria de cada nación (Dinssa y Elias, 2021).

El objetivo de la investigación fue clasificar los suelos de la región citrícola del municipio de General Terán, Nuevo León, con la intención de brindar información para la propuesta de manejos agronómicos más eficientes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la región citrícola del municipio de General Terán (entre paralelos 25° 02′ y 25° 30′ N y meridianos 99° 00′ y 99° 48′ W), Nuevo León, cuenta con un clima semicálido subhúmedo con lluvias escasas todo el año. La temperatura media anual fluctúa entre 22 y 24 °C y la precipitación anual entre 600 y 800 mm, con altitud variable entre 100 y 500 msnm (García, 2004; INEGI, 2010).

Los sitios de muestreo se ubicaron geo-espacialmente en un transecto trazado sobre la plataforma digital de Google Earth Pro®. Se seleccionaron siete sitios representativos para realizar un perfil pedológico en cada uno y se identificaron con nombres locales asignados por los productores: a) Ancón (25° 14′ 31.5′′ N, 099° 42′ 15.3′′ W); b) Los Toronjos (25° 22′ 6.31′′ N, 99° 45′ 38.23′′ W); c) La Corona (25° 20′ 9.00′′ N, 99° 33′ 23.90′′ W); Hacienda Soledad de la Mota d) Anacua (25° 16′ 00.6′′ N, 99° 42′ 15.3′′ W) y e) Los Nogales (25° 27′ 26′′ N, 99° 67′ 76′ W); f) El Papalote (25° 19′ 16.3′′ N, 99° 44′ 32.1′′ W); g) Ojo de agua (25° 22′ 28.3′′ N, 99° 36′ 29.2′′ W).

La descripción de los perfiles de suelo se realizó conforme al manual de descripción de perfiles de suelo (Cuanalo, 1990) y se colectaron muestras alteradas de los horizontes para realizar análisis físicos y químicos con las técnicas del manual de procedimientos de Van ReeINuwijk (2002). Posteriormente se asignaron horizontes de diagnóstico para realizar la clasificación utilizando la Base Referencial Mundial de Suelos (WRB) (IUSS Working Group WRB, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los perfiles de suelo de los sitios a) Ancón; b) Los Toronjos, y c) La Corona; reportan un horizonte subsuperficial con alta acumulación de CaCO3 (≥ 27%) en todo el perfil. De acuerdo con la WRB, el horizonte cumple los criterios para asignarlo como horizonte de diagnóstico cálcico, por lo que se asigna al Grupo Calcisols.

Los suelos de los tres sitios presentan características típicas de un Calcisol, al no existir más características que sean significativas, por lo que se establece como calificador principal Haplic. Así mismo, los sitios antes mencionados por su actividad agrícola están arados a una profundidad de 20-30 cm; tienen más de 30 cm de espesor con textura arcillo limoso y contiene a) 2.54%, b) 0.45%, c) 0.30% de carbono orgánico (CO) en el primer horizonte. Por lo tanto, los calificadores suplementarios que se asignan a estos sitios son: *Aric, Clayic y Ochric.* Los perfiles del Ancón y Los Toronjos presentan discontinuidad lítica, por lo que también se considera el calificador *Raptic.* En consecuencia, la clasificación asignada es, a) Ancón; Haplic Calcisol *(Aric, Clayic, Ochric, Raptic*); b) Los Toronjos: Haplic Calcisol *(Aric, Clayic, Ochric, Raptic*); y c) La Corona: Haplic Calcisol *(Aric, Clayic, Ochric)*, tal como se observa en la Figura 1.

En la Hacienda Soledad de la Mota se seleccionaron dos sitios: d) La Anacua y e) Los Nogales, los cuales reportan en el horizonte superficial un contenido de 2.76% y 2.02% de CO respectivamente, así como un color en húmedo d) 10 YR 3/2 y e) 10 YR 3/1; y un PSB ≥ 100% a una profundidad de 0-20 cm en ambos sitios. De acuerdo con la WRB, estos criterios clasifican a un horizonte de diagnóstico móllico, por lo tanto, se asigna al grupo Kastanozems. Al presentar, en ambos casos, un horizonte cálcico, asigna Calcic como calificador principal y solo para el suelo del sitio La Anacua se asigna Someric por su horizonte móllico de 10 cm de espesor. Los suelos de estos sitios contienen más de 30 cm de espesor con textura arcillo limoso, por lo que se asigna el calificador suplementario *Clayic*. Los Nogales presenta actividad mecánica a una profundidad de 22 cm, por lo que se añade el calificador *Aric*. La clasificación para los suelos de los sitios de la Anacua y los Nogales (Figura 1) es Calcic Someric Kastanozem *(Clayic)* y Calcic Kastanozem *(Aric, Clayic),* respectivamente.

El suelo del sitio El Papalote mostró características similares a los horizontes móllicos anteriores, sin embargo, este presentó una estructura de bloques subangulares bien desarrollada, 1.34% de CO y un color de 10YR 4/1 en seco y 10YR 3/1 en húmedo, una saturación de bases >100% y un espesor de 30 cm, por lo que, siguiendo los criterios de la WRB, cumple para designarse como horizonte chérnico y se asigna al grupo de Chernozems. Al igual que los perfiles de suelo anteriores, cuenta con altos contenidos de $CaCO_3$ (>30%) en todo el perfil, por lo se agrega el calificador principal Calcic. El primer horizonte (0-30 cm) presenta labranza; tienen más de 30 cm de espesor con textura arcillo limoso y presenta compactación en el segundo horizonte, por lo tanto, se asignan como calificadores suplementarios: *Aric, Clayic y Densic*, completando la clasificación de suelo para este sitio como: Calcic Chernozem *(Aric, Clayic, Densic).*

Figura 1. Perfiles de suelo y su clasificación (WRB) en huertas de cítricos en General Terán, Nuevo León.

El sitio de Ojo de Agua reportó un suelo con altos contenidos de arcilla en todo el perfil (>37%), así como grietas en la superficie del suelo, agregados en forma de cuña y caras de deslizamiento (slickensides), por lo que cumple con los criterios que determinan un horizonte vértico y por consecuencia un Vertisol. Los altos contenidos de CaCO3 (23.7-34.3%) determinan Calcic como calificador principal y al estar arado en los primeros 30 cm; una saturación de bases efectiva >100%, y un contenido de 1.49% de CO; se asignan *Aric, Hypereutric, Ochric* respectivamente, como calificadores suplementarios, clasificándolo como: Calcic Vertisol *(Aric, Hypereutric, Ochric).*

Los grupos de suelos clasificados en el área de estudio coinciden con los reportados por INEGI (2010) como suelos presentes en la región citrícola de General Terán, al igual que reporta Rocha y Padrón (2009); no obstante, en ambos casos solo determinan grupo de suelo y no agregan calificadores, lo que ha limitado la información de características detalladas de los suelos de esta región y por ende el éxito en la producción al generalizar el manejo agronómico en el sistema productivo.

Así mismo, trabajos de evaluación de frutos como el de Ramos *et al.,* (2023), o investigaciones sobre características y problemáticas en la citricultura de Nuevo León (Magdaleno *et al.,* 2015; Pantoja y Flores, 2018; Pantoja y Servín, 2022), se han enfocado en evaluar múltiples factores exceptuando el suelo, lo que podría representar un factor

determinante para la correcta evaluación del sistema productivo, así como proponer soluciones a la mejora del mismo, ofreciendo la oportunidad de implementar manejos adecuados en función de las características particulares de cada tipo de suelo.

CONCLUSIONES

La clasificación mediante la WRB permite conocer la variabilidad de los suelos presentas en una región productiva, como lo fue en este caso para la región citrícola de General Terán. Permite recordar las características principales de cada suelo e identificar y transferir tecnología generada en otras partes del mundo que pudieran ser aprovechables por los pobladores del municipio al coincidir con unidades edáficas similares. También, abre múltiples posibilidades a estudios con mayor nivel de detalle para proponer manejos adecuados que prevengan la degradación y mejoren el sistema productivo.

BIBLIOGRAFÍA

Akinde, B., Olakayode, A., Oyedele, D., & Tijani, F. (2020). Selected physical and chemical properties of soil under different agricultural land-use types in Ile-Ife, Nigeria. *Heliyon*, *6*(9), e05090.

Chaves, D., Francelino, M., Jeune, W., Thomazini, A., Pereira, M., & Cunha, L. (2021). Soil mapping and characterization of the Mapou basin, Haiti. *Geoderma Regional*, *27*, e00432.

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

Dinssa, B., & Elias, E. (2021). Characterization and classification of soils of Bako Tibe District, West Shewa, Ethiopia. *Heliyon*, *7*(11), e08279.

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. Quinta Edición. México. 97 p.

INEGI (2010). Compendio de información geográfica municipal, General Terán. Clave geo estadística 19022.

IUSS Working Group WRB, (2015). Base de referencia mundial para recursos de suelo 2014, actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para nombrar suelos y crear leyendas para mapas de suelos. World Soil Resources Reports No. 106, FAO, Roma. 205 p.

Jenny, H. (1941). Factors of soil formation. *Soil Science*, 52 (5) 415.

Magdaleno, A., García, J., Omaña, J., Hernández, O., Cruz, B. (2015). Análisis competitivo de sistemas de producción de naranja (*Citrus sinensis*) en Nuevo León, México. *Agro Productividad*, *8*(2).

Pantoja, G., & Flores, F. (2018). El sector citrícola de Nuevo León: caracterización del sistema agroalimentario como plataforma de integración del productor con la agroindustria. *Región y sociedad*, *30*(71), 0-0.

Pantoja, G., & Servín, B. (2022). Productores citrícolas del Estado de Nuevo León, características, problemas y alternativas. *Intersticios sociales*, (24), 365-392.

Ramos, C., Pérez, E., Martínez, J., Acosta, E., & Almeyda, I. (2023). Calidad de frutos de cultivares de naranja temprana en Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, *14*(1), 75-84.

Rocha, M. & Padrón, J. (2009). El cultivo de los cítricos en el estado de Nuevo León. *Libro científico*, INIFAP, SAGARPA, Fundación Produce. México, 485 p.

Sánchez, P., Palm, C., & Buol, S. (2003). Fertility capability soil classification: a tool to help assess soil quality in the tropics. *Geoderma*, *114*(3-4), 157-185.

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

Villaseñor, D., Chabla, J., & Luna, E. (2015). Caracterización física y clasificación taxonómica de algunos suelos dedicados a la actividad agrícola de la provincia de El Oro. *Cumbres*, *1*(2), 28-34.

COSTO EN CO_2 DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA PARA CAPTURA DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELO EN MAÍZ-FORRAJE DE TEMPORAL

Hugo Ernesto Flores-López[1]; Irma Julieta González-Acuña[2]; Celia De La Mora-Orozco[1]; 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

RESUMEN

El calentamiento global terrestre y cambio climático se atribuyen a la emisión de gases con efecto de invernadero, como el CO_2. Una manera de mitigación del cambio climático es la captura de carbono orgánico en el suelo (COS) mediante fertilización nitrogenada. El objetivo del presente estudio fue evaluar la captura de COS en dos sistemas de cultivo con maíz forrajero en el temporal de Tepatitlán, Jalisco. El estudio se realizó de 2017 a 2022, en parcelas semicomerciales de maíz forrajero localizadas en el CECEAJAL, con cultivo inicial de pasto (maíz-pasto) y agave tequilero (maíz-agave). La fertilización nitrogenada se definió con el método de balance. Se midió el rendimiento de forraje, el porcentaje de COS con el método de Dumas, la densidad aparente del suelo a la profundidad de 30 cm con el método de probeta y la lluvia acumulada en el temporal. Se estimó la emisión de CO_2 asociada con la manufactura, transporte y distribución del fertilizante con el enfoque de Schlesinger (2000). Los resultados muestran que el nivel inicial de COS influencia la dinámica de COS. La captura de COS es variable entre años, de correlación negativa con el rendimiento de forraje en maíz-agave y positiva en maíz-pasto. La fertilización nitrogenada y el agua de lluvia determinaron esta respuesta, aunque se observó que la disponibilidad de COS influye en mayor captura de carbono. Se requiere optimizar la fertilización nitrogenada, el agua y cambiar el tipo de labranza para mantener o aumentar el COS y rendimiento.

Palabras clave: *Materia Orgánica, fertilización química, rendimiento*

INTRODUCCIÓN

El calentamiento global terrestre y el cambio climático están entre los principales problemas que enfrenta actualmente la humanidad. Se considera que estos problemas se han originado por la emisión de los denominados gases con efecto de invernadero. En los últimos años México ha contribuido con más de 471.2 Mt de CO_{2e}, y en 2018 se reportó que el sector agropecuario aportó el 12.3% de las emisiones de CO_{2e}, principalmente de como N_2O y CH_4, por actividades agrícolas debidas a la aplicación de fertilizantes nitrogenados, el cultivo de arroz, la quema de residuos agrícolas y actividades pecuarias por fermentación entérica y manejo del estiércol (INECC 2018). Por otro lado, la

agricultura también es una opción de solución para reducir el CO_2 atmosférico, por medio de la captura de carbono por las plantas a través de la fotosíntesis, con posibilidad de mantenerse en forma de carbono orgánico en el suelo (COS) del sistema de cultivo (Fynn et al., 2009; Jarecki y Lal, 2005). En la agricultura existen dos factores importantes que influyen el secuestro de COS: 1) la entrada de C al suelo, que depende del rendimiento de los cultivos, la rotación, la fertilización y la aplicación de sustancias orgánicas como abonos y biosólidos, y 2) el manejo agronómico del suelo, como la labranza y el mantenimiento de los residuos de cultivos, donde la agricultura sin labranza (ASL) es un sistema de manejo que reduce la pérdida de materia orgánica del suelo (MOS) (Lal, 2004). Todas estas son tecnologías probadas que, en diferentes magnitudes, pueden secuestrar carbono orgánico en el suelo (Freibauer et al., 2004). Si bien, el almacenamiento de COS depende del equilibrio entre la entrada y salida de carbono, se requiere optimizar el manejo agrícola para aumentar el COS; la fertilización nitrogenada tiene mayor impacto en el COS que otras técnicas de manejo del suelo, según la recomendación de expertos (Lu et al., 2009). Estos autores indicaron que el potencial de secuestro de COS se incrementó al fertilizar con nitrógeno mineral. Halvorson et al. (1999) indicaron que el aumento de la tasa de fertilizante nitrogenado aumentaría los niveles de COS en la profundidad del suelo de 0 a 7.5 cm, después de 11 años de cultivo. Cai et al. (2021) mencionaron que los fertilizantes minerales combinados con estiércol aumentan la concentración total de COS en 62%, donde el efecto combinado de nitrógeno total y la rotación de cultivos con el contenido de partículas finas del suelo, son factores clave en el secuestro de COS. Sin embargo, Schlesinger (2000) señala que utilizar fertilizante inorgánico nitrogenado para secuestrar COS sobrestima la captura de COS, pues debe incluirse la emisión de CO_2 (pérdida de C) por manufactura, transporte y aplicación del fertilizante, requiriendo corregir COS a un valor neto.

En México, el maíz es el principal cultivo cosechado en condiciones de temporal, pero en Jalisco la intensificación del cultivo con mayor fertilización ha permitido un mayor rendimiento nacional con hasta 6.66 t ha^{-1}. Esta intensificación se ha realizado con prácticas de manejo no sustentables que provocan erosión hídrica, deforestación, técnicas de cultivo convencionales, cambio de uso de la tierra, entre otras; provocando pérdida del Carbono Orgánico del Suelo (COS) y degradación edáfica (Balbontín et al., 2009). Por esta razón, el maíz de temporal sujeto a un manejo sustentable es una excelente opción para secuestrar COS. El objetivo del presente estudio fue evaluar el costo de CO_2 en la captura de COS por la fertilización nitrogenada y manejo en la producción de forraje de maíz en Tepatitlán de Morelos, Jalisco, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Campo Experimental Centro Altos de Jalisco (CECEAJAL), del Centro de Investigaciones Regionales Pacífico Centro del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, localizado en Tepatitlán de Morelos, Jalisco. El clima de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por Enriqueta García es (A)C(w_1)(w)(e)g, con lluvia promedio anual es de 869 mm, temperaturas

máxima, mínima y media promedio anuales de 25.7, 7.7 y 16.7 °C, respectivamente. El suelo del CECEAJAL es una mezcla fina isotérmica, Udic Rhodustalf. La pendiente del terreno es 2.1%.

La preparación del suelo consistió en un barbecho más dos pasos de rastra con incorporación del total de los residuos de la cosecha anterior. La dosis de fertilización fue determinada cada año con el método de balance. El control biológico del cultivo se realizó con las recomendaciones del CECEAJAL.

Se evaluó la concentración de Carbón Orgánico del Suelo (COS) en parcelas semicomerciales sembradas con maíz para forraje en temporal. No se utilizó diseño experimental. Los tratamientos fueron maíz continuo, pero en el año inicial procedieron de los cultivos agave tequilero (maíz-agave) y pasto (maíz-pasto).

El contenido de materia orgánica del suelo (MOS) se obtuvo del análisis de suelo antes y al final de cada ciclo de lluvias del 2017 al 2022. Se muestreó el suelo a una profundidad de 30 cm en cada uno de los tratamientos. Se utilizó el método de Dumas, para determinar contenido de %MOS y el %COS se determinó con la expresión: $\%COS = \frac{\%MOS}{1.724}$. La densidad aparente del suelo (Da) se determinó con el método de probeta. El contenido de Carbono Orgánico en el suelo (COS) se calculó con la fórmula: $COS = \%COS \cdot Da \cdot Prof \cdot 100$, donde COS es el contenido de COS en suelo (gC m^{-2}), %COS es la concentración de carbono orgánico del suelo (%), Da es la densidad aparente del suelo (g cm^{-3}) y Prof es la profundidad del suelo del muestreo (cm). La tasa de cambio del COS (ΔCOS) se determinó con: $\Delta COS = COS_{año_i} - COS_{año_{i-1}}$. El costo de emisiones de CO_2 (CE_{CO2}) por la manufactura, transporte y distribución del fertilizante nitrogenado en la captura de COS se cuantificó con el método descrito por Schlesinger (2000). La captura neta de COS anual ($NCOS_i$) se calculó con la expresión: $NCOS_i = COS_{año_i} - CE_{CO2_{año_i}}$. Para el análisis de información se aplicó estadística descriptiva y análisis de correlación; los cálculos se realizaron en el programa EXCEL.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Cuadro 1 presenta la captura neta de carbono orgánico en el suelo (NCOS) y otros parámetros evaluados en el sistema de cultivo maíz-agave. En este cuadro se muestra que, con el aumento en el uso de fertilizante nitrogenado, el costo como emisión de CO_2 (CE_{CO2}) producido en la manufactura, transporte y distribución se incrementa en relación directa con el uso de nitrógeno. El $\%CE_{CO2}$ solo fue significativo cuando ΔCOS fue positivo.

Cuadro 1. Evaluación de la captura neta de carbono orgánico en el suelo descontando emisiones de CO_2 por manufactura, transporte y distribución de fertilizante (CO_{2lib}) en el sistema de cultivo de maíz –

agave en los ciclos de lluvia del 2017 al 2022, el coeficiente de correlación con respecto a la captura de COS, en Tepatitlán de Morelos, Jalisco.

Parámetro	2017	2018	2019	2020	2021	2022	**r**
Captura COS (gC m^{-2})	2867.7	2065.9	1935.7	2502.7	2960.0	3051.9	
Captura Neta de COS (NCOS) (gC m^{-2})	2867.7	2065.9	1935.7	2467.7	2930.9	3024.7	
Rendimiento forraje (t ha^{-1})	59.9	69.6	86.1	50.9	69.6	64.8	**-0.52**
Lluvia de junio a diciembre (mm)	665.9	1061.7	817.6	841.8	1075.9	665.9	**-0.14**
COS (%)	0.93	0.65	0.63	0.89	0.94	0.92	**0.95**
Aplicación de N (kg N ha^{-1} $año^{-1}$)	141	251	336	291	242	226	**-0.67**
Costo como CO_2 por uso de Fertilizante N (CE_{CO2}) (gC m^{-2})	16.92	30.12	40.32	34.92	29.04	27.12	**-0.67**
ΔCOS (gC m^{-2})		-801.9	-130.2	566.9	457.3	91.9	**0.62**
%CE_{CO2} (%)		ns	ns	6.16	6.35	29.52	**0.87**

El suelo en el sistema de cultivo maíz-agave tenía al inicio del estudio un nivel bajo de COS, el cual mostró influencia importante en su dinámica y el rendimiento de forraje. La captura de COS resultó variable entre años, con correlación negativa con el rendimiento de forraje, la fertilización nitrogenada y la lluvia acumulada de junio a diciembre. Esto implicó que se requiere más agua o mejor distribución en el ciclo del cultivo y suministrar nitrógeno para mejorar la captura de COS (Pareja-Sánchez et al., 2020), y posiblemente para aumentar el rendimiento del forraje. Solo hubo ΔCOS positiva de 2020 a 2022 que representó captura de COS. Cuando ΔCOS fue negativo, el CE_{CO2} se consideró no significativa en la captura de NCOS (Schlesinger, 2000), de allí que este parámetro tengan el mismo valor de COS.

En el Cuadro 2 se indican el valor de NCOS, además de otros parámetros evaluados en el sistema de cultivo maíz-pasto. El contenido de este parámetro al inicio del estudio fue alto, pero mostró tendencia a reducirse con el avance del tiempo. Casi todos los años mostraron ΔCOS con valor negativo, lo que implicó pérdida de COS. El aumento en la fertilización nitrogenada y el costo como %CE_{CO2} presentó una relación directa con el uso de nitrógeno, pero menor que en el maíz-agave. La captura de COS es variable entre años con tendencia marcada a reducirse, pero con correlación positiva con el rendimiento de forraje. En casi todos los años, el %CE_{CO2} se consideró no significativa en la captura neta de COS de este sistema de cultivo, dado que la ΔCOS fue negativa (Pareja-Sánchez et al., 2020). Con este manejo es evidente la necesidad de enmiendas orgánicas y otras prácticas de mejora del suelo, pues se generó elevado deterioro en la calidad edáfica (Ladha et al., 2011). Mantener el COS en los niveles iniciales del sistema maíz-pasto o maíz-agave es complejo, por las interacciones existentes en el cultivo, pero sin duda se requiere optimizar la fertilización nitrogenada, cambiar el sistema de labranza convencional a labranza de conservación, utilizar prácticas para mejorar el uso y conservación del agua, incluir rotación de cultivos y el uso de cultivos de cobertera para mantener o aumentar el rendimiento y el COS, son factores determinantes para mejorar la salud del suelo (Sainju et al., 2011).

Cuadro 2. Evaluación de la captura neta de carbono orgánico en el suelo descontando emisiones de CO_2 por manufactura, transporte y distribución de fertilizante (CO_{2lib}) en el sistema de cultivo de maíz – pasto en los ciclos de lluvia del 2017 al 2022, en Tepatitlán de Morelos, Jalisco.

Parámetro	2017	2018	2019	2020	2021	2022	**r**
Captura COS (gC m^{-2})	8544.8	6515.1	6599.7	5858.4	5284.5	4915.5	
Captura Neta de COS (NCOS) (gC m^{-2})	8533.1	6515.1	6571.3	5858.4	5284.5	4915.5	
Rendimiento forraje (t ha^{-1})	81.0	65.8	72.7	53.3	76.5	71.4	**0.37**
Lluvia de junio a diciembre (mm)	665.9	1061.7	817.6	841.8	1075.9	665.9	**-0.59**
COS (%)	3.24	2.09	2.24	2.10	1.69	1.53	**0.98**
Aplicación de N (kg N ha^{-1} $año^{-1}$)	97	216	236	208	140	378	**-0.65**
Costo como CO_2 por uso de Fertilizante N (CE_{CO2}) (gC m^{-2})	11.64	25.92	28.32	24.96	16.80	45.36	**-0.65**
ΔCOS (gC m^{-2})		-2030	84.57	-741.30	-573.90	-368.91	**-0.29**
%CE_{CO2} (%)		ns	33.49	ns	ns	ns	**0.72**

En general, la captura de NCOS presentó correlación positiva con el porcentaje de COS, tanto en los sistemas maíz-agave como maíz-pasto. La condición inicial del COS jugó un papel importante en la dinámica de captura de carbono, de acuerdo con el sistema de cultivo estudiado.

CONCLUSIONES

En ambos sistemas de cultivo estudiados, el costo como emisión de CO_2 producido en la manufactura, transporte y distribución de fertilizante nitrogenado se incrementó con relación directa al uso de este fertilizante. Las emisiones en el maíz-pasto resultaron negativas casi todos los años al no tener captura de carbono, no así con maíz-agave donde en los últimos años sí se tuvo un incremento de COS.

El alto nivel inicial de COS en el maíz-pasto mostró tendencia a disminuir con el tiempo y en el maíz-agave en los últimos tres años se incrementó. Mantener el COS en los niveles iniciales de los sistemas de cultivo es complejo, pues el manejo debe incluir todos los componentes del sistema de cultivo, como optimizar la fertilización nitrogenada, cambiar el sistema de labranza convencional a labranza de conservación o labranza mínima, utilizar prácticas para mejorar el uso y conservación del agua. Además, incluir rotación de cultivos y el uso de cultivos de cobertera para mantener o aumentar el COS y el rendimiento, factores determinantes en la salud del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Balbontín, C., C. Omar-Cruz, F. Paz, and J. D. Etchevers. 2009. Soil Carbon Sequestration in Different Ecoregions of Mexico. In: Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect, 2nd edition. SSSA Special Publication 57. Madison, WI, USA.

Caia, A., H. Xu, Y. Duan, X. Zhang, M. N. Ashraf, W. Zhang, and M. Xu. 2021. Changes in mineral-associated carbon and nitrogen by long-term fertilization and sequestration potential with various cropping across China dry croplands. Soil & Tillage Research 205:104725.

Freibauer, A., M. Rounsevell, P. Smith, and A. Verhagen. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma, 122:1 – 23.

Fynn, A.J., P. Alvarez, J.R. Brown, M.R. George, C. Kustin, E.A. Laca, J.T. Oldfield, T. Schohr, C.L. Neely, and C.P. Wong. 2009. Soil carbon sequestration in U.S. rangelands: Issues paper for protocol development. Environmental Defense Fund, New York, NY, USA.

Halvorson, A.D., and C. E. Stewart. 2015. Stover removal affects no-till irrigated corn yields, soil carbon, and nitrogen. Agronomy Journal, 107(4): 1504-1512.

INECC. 2018. Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero. Tomado de: https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/inventario-nacional-de-emisiones-de-gases-y-compuestos-de-efecto-invernadero Fecha de acceso: 20-05-2023

Jarecki, M.K., and R. Lal. 2005. Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. Soil Science, 170(4):280-291.

Ladha, J., C. K. Reddy, A. T. Padre, and C. van Kessel. 2008. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. J. Environ. Qual., 37:880–888.

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

Lu, F., X. Wang, B. Han, Z. Ouyang, X. Duan, H. Zheng, And H. Miao. 2009. Soil carbon sequestrations by nitrogen fertilizer application, straw return and no-tillage in China's cropland. Global Change Biology, 15:281–305.

Pareja-Sánchez, E., C. Cantero-Martínez, J. Álvaro-Fuentes, and D. Plaza-Bonilla. 2020. Soil organic carbon sequestration when converting a rainfed cropping system to irrigated corn under different tillage systems and N fertilizer rates. Soil Sci. Soc. Am. J., 84:1219–1232.

Paustian, K., 0. Andrén, H.H. Janzen, R. Lal, P. Smith, G. Tiad, H. Tiessen, M.Van Noordwijk, and P.L. Woorner. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO_2 emissions. Soil Use and Management, 13:230-244.

Sainju, U.M., Zachary N. Senwo, Z.N., E. Z. Nyakatawa, I. A. Tazisong, and K. C. Reddy. 2011.Tillage, Cropping Systems, and Nitrogen Fertilizer Source Effects on Soil Carbon Sequestration and Fractions. J. Environ. Qual., 40:1756–1766.

Schlesinger, W.H. 2000. Carbon sequestration in soils: some cautions amidst optimism. Agriculture, Ecosystems and Environment, 82:121–127.

DESARROLLO VEGETATIVO DE *Agave victoriae-reginae* T. Moore EN BIOSÓLIDOS SOMETIDOS A VERMICOMPOSTAJE

Alejandro Moreno Reséndez[1, 4, *]; Erika Franco Lara[4]; José Luis Reyes Carrillo[1, 4]; Oralia Antuna Grijalva[2, 4]; Lucio Leos Escobedo[4]; Mario García Carrillo[1, 4]; Norma Rodríguez Dimas[3, 4]

[1] Cuerpo Académico Sistemas Sustentables de Producción Agropecuaria, Clave: UAAAN-CA14; [2]Cuerpo Académico Conservación y Mejoramiento Genético de Germoplasma de Maíz y Girasol, Clave: UAAAN-CA-033; [3]Cuerpo Académico Producción y Alimentación de Bovinos con Cultivos Orgánicos, Clave: UAAAN-CA-40; [4]Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro – Unidad Laguna. Blvd. Raúl López Sánchez y Carretera a Santa Fe s/n. Torreón, Coahuila de Zaragoza. CP. 27254.
*alejamorsa@yahoo.com.mx

RESUMEN

El objetivo fue evaluar el desarrollo vegetativo de la noa (*A. victoriae-reginae*) utilizando biosólidos sometidos al proceso de vermicompostaje. Como sustratos de crecimiento se utilizaron mezclas de vermicompost (VC) de lodos residuales con arena de rio (AR), como material inerte, y con suelo franco arenoso (SFA), para un total de seis sustratos de crecimiento: SC1 = AR sin VC (testigo); SC2 = AR:VC1; SC3 = AR:VC2; SC4 = AR:VC3; SC5 = AR:VC4; SC6 = SFA:VC4, con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron distribuidos en un diseño de bloques al azar. Para determinar el efecto de sustratos de crecimiento sobre el cultivo de la noa se evaluaron las variables pesos fresco y seco totales, pesos fresco y seco de tallos y hojas, pesos fresco y seco de raíz. Para los datos registrados se aplicaron análisis de varianza y pruebas de comparación de medias la DMS (5%). Únicamente las variables pesos fresco y seco de raíz presentaron efectos significativos, debido al efecto de tratamientos. El hecho de que el 96.25% de las plantas de noa hayan sobrevivido en los sustratos con vermicompost permite suponer que este material puede contribuir al desarrollo de esta especie.

PALABRAS CLAVE: *abonos orgánicos; especies endémicas; ornamentales; sustratos de crecimiento;*

INTRODUCCIÓN

Los elevados costos para la disposición final de los biosólidos, generados en el tratamiento de aguas residuales, hace que una alternativa para su disposición sea su utilización como mejorador del suelo o fertilizante orgánico (Potisek-Talavera *et al*., 2010). Estos materiales son ricos en materia orgánica, contienen nutrientes esenciales (N, P y K), altamente solubles y fácilmente asimilables (Amouei *et al*., 2017), para las especies vegetales. Se ha estimado que una tonelada de biosólidos contiene de 37 a 50, de 13 a 24 y 5 kg de N, P y K, respectivamente, por lo que su empleo, en suelos agrícolas o como parte de los sustratos de crecimiento, podría reducir, significativamente, la aplicación de fertilizantes sintéticos, cuyo costo se eleva día con día (del Águila-Juárez *et al*., 2011).

Amouei *et al*. (2017) señalan que el vermicompostaje es una tecnología apropiada para llevar a cabo la estabilización de los biosólidos. Este proceso biotecnológico convierte

residuos orgánicos en un producto de valor agregado, denominado vermicompost (VC), que se utiliza en las prácticas de restauración ecológica y programas de fertilidad del suelo (Villegas-Cornelio y Laines-Canepa, 2017). El VC presenta características físicas, químicas y biológicas que lo hacen biológicamente estable y adecuado para su aplicación como fertilizante orgánico, tanto para cultivos en campo abierto, como para el desarrollo de especies vegetales en macetas, sin contaminar el ambiente (Acosta-Durán *et al*., 2017).

Respecto al *A. victoriae-reginae*, "noa" o "agave reina" Durán-Cuj y Núñez-Palenius (2015) señalan que este nombre se aplica a un grupo de plantas endémicas del norte de México, con gran valor ornamental y muy apreciadas por coleccionistas y viveristas. Hernández-Cruz *et al*. (2000) señalan que la reproducción sexual de la noa, para estimular germinación y obtener plántulas para su reintroducción en diferentes áreas, se plantea como alternativa para contrarrestar los efectos de factores que evitan su propagación y conservación. Lo anterior, permite hipotetizar que el vermicompostaje de biosólidos podría generar sustratos de crecimiento para el desarrollo vegetativo de las especies vegetales, y el objetivo fue evaluar el desarrollo de la noa en biosólidos sometidos al proceso de vermicompostaje.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un sobradero, cubierto con malla sombra (50 %) del área de producción de VC, de la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro – UL, localizada en Torreón, Coahuila México; durante febrero – octubre 2020. Los lodos se obtuvieron de la compañía Wrangler de México, S.A. de C.V., de la misma ciudad. Estos lodos recibieron tratamiento secundario, por lo cual se pueden utilizar como materia prima en el vermicompostaje, de acuerdo a la norma NMX-FF-109-SCFI-2007 (SE, 2007). En cada recipiente de plástico (RP) de 200 L se colocaron 50 kg de biosólidos y se inocularon con lombrices *Eisenia fetida*: RP1, RP2, RP3 y RP4; con 100, 150, 200 y 250 lombrices, respectivamente, para realizar su vermicompostaje, durante 90 días. En este periodo se aplicaron riegos diarios, usando agua de la llave para mantener la humedad al 80% (Huaccha *et al*., 2021). Muestras representativas de los VCs obtenidos (VC1, VC2, VC3, VC4 y SFA:VC) fueron analizadas física y químicamente (Cuadro 1).

Concluidos los análisis se prepararon los sustratos de crecimiento (SC) con relación 1:2 [mezclando arena río (AR) con diferentes VCs; relación v:v]; las mezclas se colocaron en bolsas de polietileno negro, 15 L, tipo vivero, empleadas como macetas: la unidad experimental consistió de una maceta. La arena se consideró como material inerte (Salazar-Ramírez *et al*., 2018). También se utilizó una mezcla adicional, combinando suelo franco arcilloso (SFA) con VC (1:2; v:v). Los SCs evaluados fueron: SC1 = AR sin VC (testigo); SC2 = AR:VC1; SC3 = AR:VC2; SC4 = AR:VC3; SC5 = AR:VC4; SC6 = SFA:VC4. Sobre estos SCs, sin aplicar fertilizantes sintéticos, se trasplantaron las noas (11 meses): obtenidas del invernadero ubicado dentro de la misma institución. Las macetas se regaron cada tercer día, con agua de la llave, para mantener humedad (García *et al*., 2001). Debido a su lento crecimiento, el desarrollo de éstas se determinó en función de su

ganancia en peso, fresco y seco. Después de que las noas muestreadas fueron cosechadas se cortaron en dos fracciones: la primera constituida por tallo y hojas, y la segunda por la raíz, y se registró su peso, en una balanza analítica (Sartorius – Entris®). Posteriormente, se colocaron en una estufa, con circulación forzada de aire (Serie STE-F 52 +300ºC, HeraScientific®), para su secado durante tres días a temperatura de 60 a 65 °C y se registró el peso de los materiales.

Se utilizó un diseño experimental de bloques al azar, con seis tratamientos y cuatro repeticiones: las variables evaluadas fueron peso fresco total (PFT), peso seco total (PST), peso fresco de tallo y hoja (PFTH), peso seco de tallo y hoja (PSTH), peso fresco de raíz (PFR) y peso seco de raíz (PSR). A los datos registrados se les aplicó análisis de varianza y prueba de comparación de medias $DMS_{5\%}$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Derivado de procedimientos de análisis de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002) los valores determinados para las características físicas y químicas de los SCs utilizados para el desarrollo de las noas se presentan en el cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados de los análisis físicos y químicos de los sustratos de crecimiento empleados para el desarrollo del *Agave victoriae-reginae*.

Parámetro	VC1	VC2	VC3	VC4	SFA+VC4
Nitrógeno Total (%)	0.476	0.056	0.532	1.48	0.35
Fósforo (ppm)	9137	8663	6463	6508	24662.5
Materia Orgánica (%)	17.42	14.74	17.42	10.05	56.45
CE ($mS \bullet cm^{-1}$)	15.28	13.46	14.49	15.78	5.03
pH	8	7.57	7.84	7.98	7.8
CIC ($meq \bullet 100\ g^{-1}$ suelo)	25	36	27	28	12
Ca + Mg ($meq \bullet L^{-1}$)	6	14	18	16	27.333
Densidad Aparente ($g \bullet cm^{-3}$)	0.892	0.781	0.833	0.806	1.18
Carbonatos ($meq \bullet L^{-1}$)	1.5	0	0.5	0	1
Bicarbonatos ($meq \bullet L^{-1}$)	13	6	8	8	8
Cu (ppm)	2.34	1.88	1.7	1.5	9.6
Fe (ppm)	41.66	97.91	56.24	0.825	248.96
Zn (ppm)	41.66	79.913	58.331	0.875	93.68
Mn (ppm)	37.498	77.08	47.914	64.58	202.76
Sodio ($meq \bullet L^{-1}$)	146.8	120.6	126.9	141.8	22.967
Cloruros ($meq \bullet L^{-1}$)	23	12	18	15	37.33
Sulfatos (ppm)	115.3	116.6	118.4	134.8	3.967

VC1 = 100 Lombrices$\bullet 50^{-1}$ kg de lodo; VC2 = 150 Lombrices$\bullet 50^{-1}$ kg de lodo; VC3 = 200 Lombrices$\bullet 50^{-1}$ kg de lodo; VC4 = 250 Lombrices$\bullet 50^{-1}$ kg de lodo; SFA+VC4 = suelo franco arcilloso:VC4 (relación 1:2, v:v)

En el cuadro 1 se aprecia que las lombrices inoculadas, de 100 a 250, a los 50 kg de lodos residuales favorecieron que los VCs presentaran contenidos variables de cada

parámetro. Las concentraciones de cada nutriente, en los diferentes VCs, confirman lo establecido por Ayala-Tafoya *et al*. (2020) quienes destacan que estos abonos incrementan su disponibilidad para las plantas y favorecen una mejora significativa de las características de los sustratos de crecimiento. Debido a este potencial, Soto-Parra *et al*. (2016), consideran a los VCs como opción viable para utilizarse durante el desarrollo de diversos cultivos comerciales. Adicionalmente, del Águila-Juárez *et al*. (2011) destacan que las lombrices tienen la capacidad de bioacumular metales pesados, por lo que se reduce significativamente el efecto pernicioso que éstos pudieran generar a las plantas en desarrollo. Por otro lado, como resultado de los análisis de varianza y las pruebas de comparación de medias DMS, aplicadas a las variables registradas (Cuadro 2), durante el desarrollo de la noa, por efecto de los SCs, se determinó que PFT, PST, PFTH y PSTH registraron comportamientos estadísticamente iguales. Mientras que PFR y PSR presentaron efectos significativamente diferentes ($P \leq 0.05$).

Los mayores valores PFR y PSR de la noa determinados en el SC1 (Cuadro 2), probablemente se deban a que las raíces del *Agave* tuvieran mejores condiciones de aeración facilitando que tengan mayor desarrollo, pues la arena posee baja capacidad de retención de humedad (Segura-Castruita *et al*., 2011), a diferencia de los VC, ya que una de sus principales características es su capacidad para retener humedad (Acosta-Durán *et al*., 2017). Adicionalmente, con respecto al mayor desarrollo radicular García *et al*., (2001) señalaron que la calidad de las plantas ornamentales en macetas depende fundamentalmente de las características físico-químicas de los sustratos, ya que el desarrollo y funcionamiento de las raíces están directamente ligados a las condiciones de aeración, la cual como ya se mencionó, favoreció en desarrollo radicular en el SC1. Probablemente el hecho que los tratamientos con VCs (SC2 - SC6), hayan provocado efectos estadísticamente iguales sobre PFT, PST, PFTH y PSTH se deba a que la noa es de lento crecimiento, tardando entre 20 y 35 años en alcanzar su madurez (Durán-Cuj y Núñez-Palenius, 2015) y el periodo de evaluación del estudio fue de solo ocho meses.

Cuadro 2. Valores promedio de las variables peso fresco de raíz (PFR) y peso seco de raíz (PSR), y significancia estadística prueba DMS (5%).

Sustratos de crecimiento	Media PFR*	Media PSR*
	(g)	
SC1	2.46 a	0.078 a
SC2	0.59 c	0.011 b
SC3	0.85 c	0.020 b
SC4	1.21 c	0.025 b
SC5	0.79 c	0.019 b
SC6	1.92 ab	0.045 ab

*Valores promedio con la misma letra son estadísticamente iguales.

CONCLUSIONES

El estudio permitió comprobar que las lombrices *E. fetida* tienen la capacidad de consumir una amplia gama de residuos orgánicos, como los biosólidos, dando origen al VC. Los resultados obtenidos no fueron los esperados en su totalidad, debido a que el crecimiento de la noa es lento y requiere de mucho tiempo para llegar a su madurez El mejor desarrollo vegetativo de la noa, bajo las condiciones del presente estudio, se registró en el sustrato de crecimiento sin vermicompost.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta-Durán, C. M., Bahena-Galindo, M. E., Chávez-García, J. A., Acosta-Peñaloza, D. & Solis-Reynoso, M. G. (2017). Vermicompost substrate for belen (*Impatiens walleriana* Hook. F.) culture. *Revista Bio Ciencias*. 4(5), 1-14.

Amouei, A. I., Yousefi, Z. & Khosravi, T. (2017). Comparison of vermicompost characteristics produced from sewage sludge of wood and paper industry and household solid wastes. *Journal of Environmental Health Science & Engineering*. 15(5), 1-6.

del Águila-Juárez. P., Lugo-de-la-Fuente, J. & Vaca-Paulín, R. (2011). Vermicomposting as a process to stabilize organic waste and sewage sludge as an application for soil. Tropical and Subtropical *Agroecosystems*. 14(3), 949-963.

Durán-Cuj, M. C. & Núñez-Palenius, D. G. (2015). Utilización de un sistema de inmersión temporal para multiplicar plantas ornamentales de *Agave victoriae-reginae*. *Jóvenes en la Ciencia*. 1(2), 66-71.

Fortis-Hernández, M., Preciado-Rangel, P., García-Hernández, J. L., Navarro-Bravo, A., Antonio-González, J. & Omaña-Silvestre, J. M. (2012). Organic substrates in the production of sweet pepper. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícoclas*. 3(6), 1203-12161.

García, C.O., Alcántar, G. G., Cabrera, R. I., Gavi, R.F. & Volke, H. V. (2001). Evaluación de sustratos para la producción de *Epipremnum aureum* y *Spathiphyllum wallisii* cultivadas en maceta. *Terra Latinoamericana*. 19(3), 249-258.

Hernández-Cruz, O. A., Martínez-Rodríguez, O. A., Blanco-Contreras, E. & Santamaría-César, E. (2000). Evaluación de los seis tratamientos pregerminativos en semillas de Noa (*Agave victoriae-reginae* T. Moore). *Revista Chapingo, Serie Zonas Áridas*. 1(1), 29-35.

Huaccha, A., Fernández-Zarate, F., Quiroga, S. & Álvarez B. (2021). Use of *Eisenia hortensis* (earthworm) in the vermicomposting of organic waste. *Rev. C. Pakamuros*. 7(2), 32-40.

López-Baltazar, J., Méndez-Matías, A., Pliego-Marín, L., Aragón-Robles, E. & Robles-Martínez, M. L. (2013). Agronomic evaluation of substrates in pepper seedlings 'onza' (*Capsicum annuum*) in greenhouse. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícoclas*. (Pub. Esp. Núm. 6): 1139-1150.

Oliva, M. A., Rincón, R., Zenteno, E., Pinto, A., Dendooven, L. & Gutiérrez, F. (2008). Vermicompost rol against sodium chloride stress in the growth and photosynthesis in tamarind plantlets (*Tamarindus indica* L.). *Gayana Bot*., 65(1), 10-17.

Potisek-Talavera, M. C., Figueroa-Viramontes, U., González-Cervantes, G., Jasso-Ibarra, R. & Orona-Castillo, I. (2010). Aplicación de biosólidos al suelo y su efecto sobre contenido de materia orgánica y nutrimentos. *Terra Latinoamericana*. 28(4), 327-333.

Salazar-Ramírez, M. T., Fortis-Hernández, M., Preciado-Rangel, P., Segura-Castruita, M. Á. & Sáenz-Mata, J. (2018). Caracterización de sustratos orgánicos en la producción de *Stevia rebaudiana* bertoni. *Avances en Investigación Agropecuaria*. 22(3), 54-54.

Secretaría de Economía (SE). (2007). NMX-FF-109-SCFI-2007 HUMUS DE LOMBRIZ (LOMBRICOMPOSTA) - ESPECIFICACIONES Y MÉTODOS DE PRUEBA. Disponible en: http://economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2007/nmx-ff-109-scfi-2008.pdf. Fecha de consulta: 15 de mayo de 2021.

Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARAT). (2002). NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. México. Disponible en: extension://elhekieabhbkpmcefcoobjddigjcaadp/https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/libros2009/DO2280n.pdf. Fecha de consulta: 15 de mayo de 2021.

Segura-Castruita, M. Á., Ramírez-Seañez, A. R., García-Legaspi, G., Preciado-Rangel, P., García-Hernández, J. L., Yescas-Coronado, P., Fortis-Hernández, M., Orozco-Vidal, J. A. & Montemayor-Trejo, J. A. (2011). Growth of tomato plants in a sand-pumice substrate with three irrigation frequencies. *Revista Chapingo Serie Horticultura*. 17(Especial 1), 25-31.

Soto-Parra, J. M., Piña-Ramírez, F. J., Sánchez-Chávez, E., Pérez-Leal, R. & Basurto-Sotelo, M. (2016). Organic alternatives to reduce nitrogen application in pecan. *Nova Scientia*. 8(1): 140 - 161.

Villegas-Cornelio, V. M., Laines-Canepa, J. R. (2017). Vermicomposting: I progress and strategies in the treatment of organic solid waste. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícoclas*. 8(2), 393-406.

DESECACIÓN DEL LAGO DE TEXCOCO: MORFOLOGÍA DE SEDIMENTOS LACUSTRES Y LA FORMACIÓN DE SUELOS

Sandra Monserrat Barragán Maravilla[1]*; Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena[1]; Gabriel Alejandro Hernández Vallecillo[1]

Colegio de Postgraduados. Carr. México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Estado de México. C. P. 56264. *barragan.sandra@colpos.mx

RESUMEN

El gran lago de Texcoco ha sido desecado heterogéneamente desde hace más de 100 años por obras de drenaje y, recientemente, por la construcción del NAICM; por lo que se desconoce si se están formando suelos. El objetivo de este trabajo es estudiar el comportamiento detallado de las características morfológicas de 44 perfiles de sedimentos/suelos, a partir un levantamiento de suelos escala 1:20 000. Se concluye que la diversidad de estructuras, colores, y rasgos pedológicos en la superficie y dentro del perfil de suelo son resultado del impacto antrópico que ha sufrido la zona, lo cual es un indicio del desarrollo de suelos en etapas tempranas de evolución.

PALABRAS CLAVE: Condiciones redox**;** Estructura prismática; Policromía; Salinidad; Secamiento; Skeletans.

INTRODUCCIÓN

El lago de Texcoco era un cuerpo de agua salobre, que desde hace 100 años ha sufrido constantes modificaciones (Carranza, 2018), principalmente obras de drenaje, y en el año 2014 por la construcción del NAICM; lo cual propició la desecación del área de manera heterogénea y redujo su superficie en casi un 86% (Parrot *et al.*, 2017). Los sedimentos lacustres (SL) del ex lago se conocen como "jaboncillo", por ser arcillas y limos con sensación resbalosa. Tras la pérdida de humedad, el volumen de estos materiales se reduce (Ortiz *et al.*, 2015) e incrementa su concentración de sales, principalmente sodio (Diamant *et al.*, 2015). Sin embargo, se desconoce el impacto antrópico en la morfología y la formación de suelos a partir de sedimentos lacustres. El objetivo de este trabajo es estudiar el comportamiento detallado de las características morfológicas de los sedimentos/suelos a partir del "Levantamiento de suelos y sedimentos. Contribución al proyecto prioritario rescate del lago de Texcoco" (CONAHCYT-COLPOS, 2021).

MATERIALES Y MÉTODOS

El ex lago se localiza dentro de la Zona Federal Lago de Texcoco (ZFLT), en la Cuenca del Valle de México (CM), en las coordenadas extremas 19°44' y 19°47" N y 99°04' y 98°91' W, a una altitud promedio de 2336 m. El clima es semiárido BS KM (w) (i) (García, 2004). La temperatura y precipitación promedio anual son 15.3 °C y 650.73 mm, respectivamente (Santoyo de la Cruz *et al.*, 2021). La CM tiene un origen aluvial, volcánico y lacustre (Díaz, 2006). En el sitio, crece vegetación halófita como *Tamarix sp*., que ha sido

introducida como parte de las actividades para recuperar y mejorar estos suelos (Diamant *et al.*, 2015).

De acuerdo con la información generada por CONAHCYT-COLPOS en el 2021, en una superficie de 11 800 h, se identificaron 44 Series de Suelos (Figura 1). En cada Serie se realizó la descripción de un perfil de suelo, considerando los manuales de Soil Survey Staff (2017) y FAO (2009). Asimismo, con los datos obtenidos se elaboraron mapas temáticos en el software QGIS v.12.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Sedimentos y humedad. En la mayor parte de la ZFLT, los SL se encuentran entre 50 y 100 cm de profundidad, principalmente en los sitios que fueron perturbados para la construcción de las pistas del NAICM, y en estos mismos sitios el promedio de la retención de humedad en las capas y horizontes superficiales es de 49.38%; mientras que a mayor profundidad es de 490%. En los sitios donde los sedimentos están en la superficie, la humedad es menor, aun cuando los sedimentos/suelos están cercanos a los cuerpos de agua, ya que la pérdida de humedad es irreversible (Ortiz *et al.*, 2015).

Figura 1. Localización de la zona de estudio, delimitación de las Series de Suelo, ubicación de los perfiles de suelo y usos de suelo del ex lago de Texcoco (CONAHCYT-COLPOS, 2021).

Estructura. En los sitios con mayor secamiento, en la superficie se registraron estructuras sueltas, y en sitios con presencia de vegetación se tienen bloques subangulares. Entre 50-100 cm de profundidad del perfil se tienen estructuras de prismas y bloques angulares; mientras que las columnares o masivas, son constantes en los SL que no han perdido humedad. Tras la desecación de los SL, las partículas finas se contraen o floculan y se inicia el desarrollo de grietas, que eventualmente conducirá a la formación de agregados (Verrecchia, 2007).

Rasgos pedológicos. Los revestimientos de arcilla (Rr) son de formas irregulares con apariencia "seca" en la superficie o "cerosa" en SL; se localizan en las caras verticales y horizontales de los agregados y grietas. En suelos sin condiciones de inundación, los Rr son un rasgo que obedece a un proceso de dispersión-acumulación de arcillas, de un horizonte superficial a uno subsuperficial influenciado por la lluvia (Burmman et al., 1998); sin embargo, en el ex lago su formación ocurre bajo condiciones de inundación. Los revestimientos de arena (Ra) se encontraron en las caras verticales y horizontales de los agregados, y como granos de arena mezclados entre la matriz del suelo a lo largo de las paredes del perfil. Estos rasgos se nombran como "*skeletans*" (Soil Survey Staff, 2022). La distribución de estos rasgos ocurre en gran parte del área, debido a los niveles bajos o retraimiento del lago y disminución de la humedad, tal como lo han relacionado en estudios arqueológicos (Córdova *et al.*,2022), aunque en el ex lago obedecen a procesos de formación diferentes a los reportados en la literatura. Las acumulaciones de sílice son de formas concéntricas o irregulares, con consistencia dura en materiales secos y blanda en sedimentos con mayor humedad. La sílice en el ex lago es amorfa (Gutiérrez *et al.,* 2000). Los óxidos de hierro se presentan en forma de revestimientos, entre las grietas; o bien, como manchas grandes dentro de la matriz del suelo, y su origen está relacionado con procesos de oxido-reducción (Shaheen *et al.,* 2014). También se identificaron láminas delgadas que se desprenden después de que el material es expuesto. Estas láminas son de halita (NaCl). Este rasgo no ha sido reportado en la literatura.

CONCLUSIONES

En el ex lago de Texcoco se tiene una gran diversidad de estructuras, colores, y rasgos pedológicos en la superficie y dentro del perfil de suelo, como resultado del secamiento heterogéneo que ha sufrido el lago. Por lo que es un indicio de que se están formando suelos a partir de sedimentos lacustres; sin embargo, estos se encuentran en etapas tempranas de evolución. Los revestimientos de arcilla, arena y láminas delgadas tienen procesos de formación diferentes a los reportados en la literatura, por lo que sería interesante estudiar estos rasgos con mayor detalle.

BIBLIOGRAFÍA

Burmman, P., Jongmans, A. y PiPujol, M. (1998). Clay illuviation and mechanical clay infiltration is there a difference, Departament of Soil Sceince and Geology, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands. Part IV-: 66-69.

Carranza, A. (2018). Correlación litológica del subsuelo del lago de Texcoco. Hidrobiologica, 28(1): 93-101.

Consejo Nacional de Humanidades Ciencias y Tecnologías CONAHCYT y Colegio de Postgraduados COLPOS. (2021). Levantamiento de Suelos y Sedimentos: Contribución al proyecto prioritario Rescate del Lago de Texcoco. 572p.

Córdova, C., Morett-Alatorre, L., Frederick, C. y Gámez-Eternod, L. (2022). Lacustrine dynamics and Tlatel-type settlements from middle formative to late Aztec in the eastern part of lake Texcoco, Mexico. Ancient Mesoamerica, 33(2): 211-226.

Diamant, A.J., C. Siebe, C. Estrada, J. Aguillón, A. Rojas, E. Chávez García, C. Sheinbaum Pardo. (2015). Retos y oportunidades para el aprovechamiento y manejo ambiental del ex lago de Texcoco, Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 67 (2): 145-166.

Díaz, J. (2006). Los suelos lacustres de la Ciudad de México, Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil, 6(2): 111-129.

García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, UNAM. 90p.

Gutiérrez, C., Ortiz, C. y López, A. (2000). Caracterización de los estratos lacustres cementados en el ex lago de Texcoco. pp. 108-125. In: La edafología y sus perspectivas al siglo XXI. Tomo I. R. Quintero L., T. Reyna T., L. Corlay Ch., A. Ibáñez H. y N. García E. (eds.). Colegio de Postgraduados. Montecillo, México.

Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación FAO. (2009). Guía para la descripción de suelos. Cuarta edición. Roma. 99p.

Ortiz, C. y Gutiérrez, C. (2015). El Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México: Las limitaciones de los terrenos del ex lago de Texcoco. Revista Artículos y Ensayos de Sociología Rural, 10 (19): 11-23. Universidad Autónoma Chapingo.

Parrot, J.F., Ramírez-Núñéz, C. y Mooser, F. (2017). Evaluación de la amenaza de inundación en la zna del ex lago de Texcoco y su impacto ambiental en el área de construcción del Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México. En: Carrasco-Gallegos, B.V. Megaproyectos urbanos y productivos. Impactos socio-territoriales. p. 283-292. Universidad Autónoma del Estado de México.

Santoyo de la Cruz, M., Flores, H., Khalil, A., Mancilla, O. y Rubiños, J. (2021). Composición iónica y comparación de índices de salinidad de suelos agrícola de Texcoco, México, Nova Scientia, 13(3): 1-20.

Soil Survey Staff. (2022). Keys to Soil Taxonomy, 13th edition. USDA Natural Resources Conservation Service. 410p.

Verrecchia, E. (2007). Lacustrine and Palustine Geochemical Sediments. Chapter 9: 289-329. In: Nash, D. y McLaren, S. (2007). Lacustrine and Palustrine Geochemical Sediments.

DETERMINACIÓN DE LA LÁMINA PRE-SIEMBRA APLICANDO PERFILAJE ELECTROMAGNÉTICO Y TÉCNICAS DE PERCEPCIÓN REMOTA

Omar Delgado-Rodríguez[1]*; Christian Cordero-Vázquez[1]; Héctor Peinado-Guevara[2]; Rodolfo Cisneros-Almazán[3]

[1]Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., División de Geociencias Aplicadas, Camino a la Presa San José 2055, Lomas 4ª Sección, San Luis Potosí, 78216, SLP, México. *omar.delgado@ipicyt.edu.mx; [2]Universidad Autónoma de Sinaloa, Juan de Dios Bátiz S/N., 81049, Col. San Joaquín, Guasave, Sinaloa; [3]Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ingeniería, Av. Dr. Manuel Nava 304, San Luis Potosí, 78210, SLP, México.

RESUMEN

Se estableció una lámina de pre-siembra (LPS) en 80 ha de suelos agrícolas destinados al cultivo de cebada, utilizando una metodología que combina mediciones de resistividad eléctrica, salinidad y humedad del suelo como información de entrada al programa PetroWin, se determinaron la porosidad y contenido de finos del suelo. Así mismo, se utilizó un equipo de perfilaje electromagnético a través de un sistema de arrastre por vehículo motorizado que optimiza en tiempo el levantamiento de resistividad eléctrica. Por último, se generaron mapas de distribución de la humedad y de la salinidad de manera eficiente y efectiva con ayuda de ortofotos e imágenes de satélite disponibles del área de estudio. En los resultados presentados se observó que las anomalías de resistividad eléctrica aparente estuvieron controladas por cambios de la textura del suelo debido a la poca variación que tuvieron la salinidad y la humedad del suelo en el sitio estudiado. Un mapa de LPS mostró un rango de valores entre 17 y 42 cm. El uso de técnicas de percepción remota para generar los mapas de humedad y salinidad, y de un vehículo motorizado para el levantamiento de la resistividad eléctrica, hacen de esta metodología una herramienta óptima para estudios en grandes extensiones de suelo agrícola.

PALABRAS CLAVE: *contenido de finos; porosidad; resistividad eléctrica aparente; programa PetroWin*

INTRODUCCIÓN

De manera tradicional, las propiedades de los suelos agrícolas son determinadas a partir de análisis químicos y texturales de muestras en el laboratorio. Técnicas indirectas como imágenes satelitales y vehículos aéreos no tripulados se han usado para determinar la variabilidad de las variables relacionadas con la optimización en el uso de los fertilizantes y del agua de riego. Este conjunto de técnicas y procedimientos se conoce como "Agricultura de Precisión" (Robert, 2002).

La aplicación de métodos (no invasivos) geofísicos en estudios del suelo ha ganado terreno en las últimas décadas. Modelos teóricos que consideran la estructura geométrica

del suelo en rangos diferentes de salinidad del agua de poro y contenidos de arcilla ha sido implementado en el programa PetroWin (Ryjov y Shevnin, 2002) y es utilizado para determinar las propiedades físicas del suelo que, posteriormente, permiten el cálculo de parámetros de riego. Los datos de entrada a este modelo son la resistividad eléctrica, la humedad y la salinidad del suelo.

En el presente trabajo se determinan propiedades físicas y de riego en suelos agrícolas ubicados en el municipio de Villa de Arriaga, SLP. Para la determinación de la resistividad eléctrica del suelo de manera rápida y precisa, se utilizó el Perfilaje Electromagnético (PEM) en un sistema de arrastre acoplado a un vehículo, mientras que los mapas de humedad y salinidad son generados con ayuda de técnicas de percepción remota.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El área de estudio con dimensión de 80 Ha se encuentra dividida en 15 parcelas agrícolas donde se cultiva por temporal cebada. Este sitio se encuentra en el municipio de Villa de Arriaga, SLP, México, a 15 km de la cabecera municipal y a 35 km de la ciudad capital del estado, con una altura promedio de 2,143 m.s.n.m.

Medición de la resistividad eléctrica aparente (r_a) del suelo

Para el levantamiento de la resistividad, el método PEM fue aplicado con ayuda de un equipo multifrecuencia CMD MiniExplorer 6 L, que permite obtener seis mediciones de r_a por punto de medición para seis profundidades máximas de estudio. Las mediciones georreferenciadas se obtuvieron en un muestreo automático, auxiliado por un sistema de arrastre con vehículo motorizado en trayectos paralelos a una velocidad promedio de 13 km/h, con adquisición automática de datos de r_a cada 7 s, lo que significa una red de mediciones de aproximadamente 25 x 25 m. El resultado final es una base georreferenciada de valores de r_a que facilitó la construcción del mapa de r_a.

Cuatro líneas de mediciones de r_a (una a cada lado del área de estudio) a manera de perfiles de tomografías de resistividad eléctrica (inversión de datos electromagnéticos) fueron efectuadas para modelar el perfil del suelo y determinar la profundidad de enraizamiento (PE) usando el programa Res2DInv (Loke y Baker, 1996).

Determinación de la humedad y salinidad del suelo

La humedad del suelo fue medida in situ utilizando el medidor Lutron PMS-714. Los valores de humedad fueron obtenidos en 10 puntos localizados sobre las principales anomalías de r_a. Para la obtención de un mapa de humedad del sitio de estudio se realizó un vuelo no tripulado con dron DJI PHANTOM 3 ADVACED para obtener una ortofoto la cual, posteriormente, fue procesada la banda RGB para tres índices distintos. Los valores de los índices entre 0 y 1 fueron correlacionados con los 10 valores de humedad determinados in situ, arrojando para el índice de mejor ajuste un valor R^2 = 0.94.

Empleando la ecuación de correlación lineal se convirtió cada valor del índice seleccionado en un valor de humedad y con esto construir el mapa para el área de estudio.

Para determinar el mapa de salinidad del suelo, se descargaron imágenes del satélite Sentinel-2. Estas imágenes se sometieron a correcciones atmosféricas y radiométricas para eliminar los efectos indeseados. Una vez que las imágenes fueron convertidas y corregidas, se utilizó la función de cálculo de bandas proporcionada por el software de código abierto QGIS. Esto facilitó la obtención de los índices propuestos por Samiee et al. (2018). Los valores de los índices fueron correlacionados con los valores de salinidad determinados en muestras de suelo. Para esto, se colectaron 10 muestras en puntos localizados sobre las principales anomalías de r_a. El proceso de toma de muestra consistió en una excavación de 0.4 x 0.4 m hasta una profundidad de 0.5 m. El volumen de suelo colectado fue homogeneizado y cuarteado para obtener, finalmente, una muestra de 1 kg. El método empleado fue el de extracción de pasta saturada. La correlación entre los valores de salinidad y del índice (entre 0 y 1) para los 10 puntos arrojó un valor de R^2 = 0.68, y una ecuación que permitió asignar un valor de salinidad a cada valor del índice, dando como resultado el mapa de salinidad del sitio.

Determinación de las propiedades físicas del suelo a partir de mediciones eléctricas utilizando el programa PetroWin.

Un modelo teórico del suelo, compuesto por capilares en forma de cilindros huecos que forman un esqueleto aislante fue desarrollado en la Universidad Estatal de Moscú, Rusia, e implementado en el programa PetroWin (Ryjov y Shevnin, 2002). Los cilindros huecos tienen diferentes radios dependiendo si son de finos (entre 10^{-3} y 10^{-4} m) o arena (entre 10^{-7} y 10^{-8} m). El programa PetroWin que integra la información de resistividad eléctrica, humedad y salinidad del suelo agrícola para determinar sus propiedades físicas como son la porosidad y el contenido de finos. Los valores de porosidad y contenido de finos se utilizaron en el cálculo de la lámina pre-siembra (LPS).

Determinación de LPS.

Para los suelos agrícolas es crucial conocer los parámetros de riego que definen el volumen de agua óptimo para el crecimiento sano de los cultivos y la conservación del suelo. Entre estos parámetros se encuentran el contenido de Agua Disponible (AD) como el volumen de agua de poro que es usado por los cultivos, la Capacidad de Campo (CC) que es el límite superior de AD y el Punto de Marchitez Permanente (PMP) que es el volumen de agua de poro que no es utilizable por la planta. Una vez que la humedad del suelo desciende hasta el PMP, si no se añade agua, la planta comienza a marchitarse. Antes de la siembra, la cantidad de agua que se encuentra entre los límites CC y PMP debe ser suplida hasta la PE.

Los valores de porosidad determinados en el sitio mediante el programa PetroWin (Ryjov y Shevnin, 2002) son utilizados para determinar la densidad aparente (δ_a) a partir de la ecuación:

$$\delta_a = \delta_p - (\theta\, \delta_p) \quad (1)$$

Donde: δ_a es la densidad aparente del suelo, θ es la porosidad y δ_p es la densidad promedio de las partículas del suelo igual a 2.63 g/cm^3.

Finalmente, la LPS es determinada con la siguiente ecuación:

$$LPS = \frac{AD\ \delta_a\ PE}{100} \quad (2)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para determinar el espesor del suelo se aplicó el método Tomografía de Resistividad Eléctrica sobre cuatro perfiles localizados a cada lado del sitio de estudio, utilizando el equipo CMD MiniExplorer 6 L. A manera de ejemplo, la Figura 1 presenta una de las cuatro secciones de resistividad obtenidas utilizando el programa Res2DInv (Loke y Baker, 1996). Se observa un espesor promedio de 2 m de suelo con resistividades superiores a los 90 Ohm.m, mientras un tepetate conductor (r< 45 Ohm.m) funge como roca sustentadora. El espesor promedio del suelo de 2 m es asumido como la PE para el sitio de estudio.

Figura 1. Sección geoeléctrica obtenida del método tomografía de resistividad eléctrica utilizando el programa Res2DInv.

En la Figura 2A, el mapa de la r_a muestra una anomalía conductora que cruza en dirección NE-SW el área de estudio. El centro del sitio muestra una anomalía conductora circular con centro resistivo, correspondiendo con la zona más baja topográficamente, utilizada para captar agua para el ganado en época de lluvia, la cual estaba totalmente seca al momento del estudio. El resto del sitio se comporta como de alta resistividad. Este patrón de anomalía se repite en los mapas de porosidad (Figura 2D) y contenido de finos (Figura 2E), indicando que la variabilidad en los valores de r_a estuvo controlada por variaciones en las propiedades físicas del suelo y no de su humedad (Figura 2B) ni de su salinidad (Figura 2 C), donde los rangos de variación son muy pequeños. El sitio en general presenta un suelo muy seco y de baja salinidad. Por último, como es de esperar, el mapa de LPS (Figura 2F) es reflejo de los mapas de porosidad (Figura 2D) y contenido

de finos (Figura 2E), mostrando una lámina menor a 30 cm para las zonas de menor porosidad y contenido de finos, mientras que valores entre 30 y 42 cm son alcanzados en suelos de mayor porosidad y de contenido de finos.

Figura 2. Mapas de (A) resistividad eléctrica aparente, (B) humedad y (C) salinidad, (D) porosidad, (E) contenido de finos y (F) LPS.

En el caso particular del sitio estudiando, el comportamiento de la r_a está condicionada por la textura del suelo y no por su salinidad y humedad. Una LPS variable entre 17 cm y 42 cm es determinada; sin embargo, para fines prácticos, la mediana de LPS debe ser calculada para cada subzona acuerdo a los intereses de los propietarios.

CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados en el presente trabajo muestran la eficiencia y efectividad de esta nueva metodología en estudios de propiedades físicas y parámetros de riego de los suelos agrícolas. Las técnicas de percepción remota utilizadas para generar los mapas de salinidad y humedad, así como el uso de vehículos motorizados para el levantamiento de resistividad eléctrica, hacen de esta metodología una herramienta óptima en la determinación de la *LPS* en áreas extensas de suelo agrícola.

BIBLIOGRAFÍA

Loke M.H., Barker R.D. 1996. Rapid Least-Squares Inversion of Apparent Resistivity Pseudosections Using a Quasi-Newton Method. *Geophys. Prospect.*, 44, 131–152.

Robert P.C., 2002. Precision agriculture: A challenge for crop nutrition management. *Plant Soil*, 247, 143–149.

Ryjov A., Shevnin V., 2002. Theoretic Calculation of Rocks Electrical Resistivity and Some Examples of Algorithm's Application. *SAGEEP-2002*. DOI:10.4133/1.2927161.

Samiee M., Ghazavi R., Pakparvar M., Vali A. 2018. Mapping spatial variability of soil salinity in a coastal area located in an arid environment using geostatistical and correlation methods based on the satellite data. *Desert*, 23(2), 233-242. doi: 10.22059/jdesert.2018.69120

DINÁMICA DEL NITRÓGENO EN LOS SUELOS AGRÍCOLAS BAJO UN SISTEMA DE AGRICULTURA INTENSIVA, EN EL VALLE DEL YAQUI.

Claudia J. Olivas-Castillo[1*]; Enrico A. Yépez[1,2]; Bruno M. Chávez Vergara[2,3]; Ofelia I. Beltrán Paz[2-3]; Zulia Sánchez Mejía[1]; Jaime Garatuza Payan[1,2];

[1] Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de Febrero 818, Centro, 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México. *Claudia.o0630@gmail.com [2] Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán. 04360 México, Ciudad de México. [3] Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán. 04360 México, Ciudad de México.

RESUMEN

El nitrógeno (N) en uno de los nutrientes principales que limitan el rendimiento de los cultivos, sin embargo, este nutriente no se encuentra disponible en el suelo para todos los cultivos, por lo tanto, algunas zonas agrícolas como el Valle del Yaqui, han requerido implementar la fertilización sintética a base de N. Estudios previos relacionados con la intensificación del uso de fertilizantes nitrogenados resaltan que tiene efectos negativos en la atmósfera, cuerpos de agua y en la biogeoquímica del suelo, ya que aquí es donde se regulan los mecanismos de aprovechamiento, lixiviación o desnitrificación. Por lo tanto, en este trabajo compilamos la información existente sobre las mediciones realizadas en los mecanismos en el ciclo del N en el Valle del Yaqui y concluimos que hay un vacío de información con respecto a los mecanismos que controlan la biogeoquímica del N como es el caso de la biomasa microbiana y actividad enzimática y además que hace falta hacer un análisis simultáneo de todos estos factores.

PALABRAS CLAVES: *Actividad enzimática; Biomasa microbiana; Fertilizante; Lixiviados, Óxido nitroso.*

INTRODUCCIÓN

El N es uno de los principales nutrientes que limitan el rendimiento de los cultivos en la mayoría de los suelos agrícolas, debido a que el N disponible para la planta es producido por los procesos de mineralización de la materia orgánica del suelo (MOS) (Ali S, *et al.*, 2021). La mineralización del N es indispensable para aumentar los rendimientos de los cultivos; sin embargo, debido a que los suelos agrícolas tienen bajos porcentajes de MOS es necesario buscar fuentes alternativas para incrementar el N requerido en el suelo y, por lo tanto, el rendimiento de los cultivos. Lo anterior ha ocasionado un aumento exponencial de fertilizantes nitrogenados, en las últimas décadas (Ouyang, Y., y Norton, J. M. 2020).

En los últimos 30 años, el Valle del Yaqui ha tenido un gran desarrollo en la industria de trigo, gracias a la intensificación agrícola; sin embargo, este desarrollo tiene implicaciones para el ambiente. Estudios previos relacionados con la intensificación del uso de fertilizantes nitrogenados han concluido que el uso excesivo de fertilizantes afecta

la química de los suelos, la atmósfera y los cuerpos de agua aledaños, a nivel regional y global (Matson, P. *et al.,* 2012). Las aplicaciones de N contribuyen a las emisiones de Gases de Efecto invernadero (GEI) implicando hasta un 14% del total de las emisiones globales de GEI (Saynes *et al.,* 2016). Asimismo, el uso de fertilizantes se traduce en una aportación importante de cargas excesivas de nutrientes en los suelos y cuerpos de agua, con consecuencias importantes en la eutrofización costera (Ahrens *et al.,* 2008).

Los resultados de esta primera etapa de estudios entre 1990 y 2010 fueron compilados por Matson P. *et al.,* (2012) bajo la propuesta de un modelo de manejo sostenible de la agricultura en sitios similares al Valle del Yaqui. Desde esa síntesis han quedado algunas preguntas por responder, por lo tanto, el objetivo de este trabajo es documentar el avance (2012-2023) del conocimiento en estas áreas y las necesidades de investigación en los mecanismos que regulan la dinámica del N en los suelos agrícolas del Valle del Yaqui, para contribuir a llenar los vacíos de conocimientos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La región agrícola a estudiar fue el Valle Yaqui del Yaqui, Sonora, México y la información se obtuvo a través del Motor de búsqueda Web *GOOGLE Schoolar* para ubicar artículos de revistas publicados, usando las combinaciones de palabras clave que incluían "intensive agriculture", "greenhouse gases", "leachates in agricultural soils", "nitrogen fertilization" and "Yaqui Valley". De las referencias obtenidas se consideraron únicamente las publicaciones relacionadas con: 1) Estudios establecidos en el sitio de estudio 2) El periodo de tiempo entre 2012-2022.

RESULTADOS

Bajo los criterios seleccionados se encontraron 10 artículos en los cuales hacen análisis de distintas etapas del ciclo del N. En seis artículos se hicieron revisiones de trabajos previos enfocados en el uso eficiente del N en el cultivo de trigo, el resto de los artículos encontrados, se enfocan en la dinámica del N en los suelos agrícolas y las implicaciones ambientales de la aplicación excesiva de estos, los artículos brindan resultados de experimentación y cuantificación en campo de la lixiviación, asimilación y desnitrificación del N aplicado en forma de fertilizante a los cultivos en el Valle del Yaqui.

Grahmann K. *et al.,* (2018[a]) midieron las pérdidas de N en los lixiviados, en tres tratamientos distintos en el suelo: 1) paja incorporada (CTB) 2) paja retenida (PB) y 3) paja quemada (PQ), la incorporación del fertilizante (urea) se realizó en 2 momentos del ciclo del cultivo. La pérdida por lixiviación se midió en forma de nitratos (NO_3) en los tratamientos, asociando la cantidad de N lixiviado al tipo de manejo que se da en el suelo. Almazán, B. R. *et al.,* (2022) realizaron muestreos para determinar el N en el suelo, agua de riego, agua de la salida del drenaje agrícola, agua de la bahía, agua subterránea y en la planta, para analizar NO_3^- Y NO_2^-, con los datos obtenidos se alimentó una ecuación hidrológica para determinar el total del N lixiviado en el suelo durante todo el ciclo del

cultivo. Los detalles de estos trabajos como la cantidad de N aplicado en la fertilización, el proceso del ciclo de N y las tasas de N lixiviado se pueden observar en la tabla 1.

Millar *et al.,* 2018 se mostraron las emisiones de óxido nitroso (N_2O) en distintos tratamientos, con diferentes dosis de fertilización, el fertilizante aplicado fue urea al boleo en una sola dosis, en sus resultados los autores reportaron el promedio de las emisiones acumuladas entre sus tratamientos, mencionando el margen en el que oscilaron los resultados para el tratamiento de 0 kg N ha^{-1} (Nmin) y 260 kg N ha^{-1} (Nmax). En otro trabajo, Grahmann K. *et al.,* (2018b), sobre GEI, la aplicación de fertilizante nitrogenado en forma de urea se hizo en 2 tiempos aunados a 2 eventos de riego, en un cultivo de trigo. En este trabajo se enfocaron en resaltar las diferencias en las tasas de emisión de N_2O y NH_3 de cada uno de sus tratamientos: 1) paja incorporada (CTB) 2) paja retenida (PB) y 3) paja quemada (PQ), encontrando que el manejo de suelo es un factor importante que influye en las tasas de emisión de GEI. Los resultados de estos trabajos, proceso en que se mueve el N y las tasas de fertilización lo podemos observar en la tabla 1.

Cuadro 1. Estudios de pérdida de N en el Valle del Yaqui.

Método de medición	Tipo de suelo	Cantidad de N aplicado al cultivo	Proceso en el ciclo de N	Cantidad de N perdido	Autor
Cajas de resina de intercambio iónico	Vertisol hiposódico	103 kg N ha^{-1} y 175 kg N ha^{-1} *	Lixiviado (NO_3)	51.1 (CTB), 60.8 (PB) y 46 (PQ) kg NO_3-N	Grahmann K. et al, 2018a
Cromatografía liquida y Ecuación hidrológica	Franco - arcilloso	319 y 32 kg N ha^{-1} *	Lixiviado N	56.16 kg N ha^{-1}	Almazán, B. R. et al, 2022
Cámaras estáticas y cromatografía de gases.	Vertisol	0, 80, 160, 240 y 280 kg N ha^{-1} **	Gas (N_2O)	1.9 ± 0.5 (Nmin) y 13.4 ± 2.8 (Nmax) g N_2O-N ha^{-1},	Millar et, al 2018
Cámara cerrada (INNOVA 1312-5, Lumasense Technologies Inc.)	Vertisol hiposódico	103 kg N ha^{-1} y 175 kg N ha^{-1} *	Gas (NH_3) y N_2O)	22.5 (PB), 31.2 (CTB) y 16.5 (PQ) kg NH_3 -N ha^{-1} Y 16.5 (PB) 18.2 (CTB)y 24 (PQ) kg N_2O-N ha^{-1}	Grahmann K. et al, 2018b

* Indica diferentes eventos de fertilización. ** Indican diferentes tratamientos experimentales en una sola aplicación.

DISCUSIÓN

Existen diversos estudios en el Valle del Yaqui sobre la dinámica del N en los suelos en sistemas de agricultura intensiva, en los cuales explican que hay distintos fertilizantes sintéticos derivados del N, siendo la Urea ($CO(NH_2)^2$) el más utilizado en el Valle del Yaqui (Lares-Orosco *et al.,* 2016). Sin embargo, no se ha puesto énfasis a las rutas de transformación de la urea, ya que para que esta pueda ser aprovechada por la planta debe de pasar primero por un proceso de hidrólisis-mineralización-amonificación para ser transformado en NH_4. Para una mejor comprensión sobre el potencial de pérdida de N al ambiente por lixiviación en forma de NH_4 y NO_3 y desnitrificación en forma de gases como NO y N_2O es necesario conocer mejor la biogeoquímica de los suelos. En todos estos procesos del ciclo del N existe un factor importante que no se está considerando en los

trabajos revisados y se trata del papel de la biomasa microbiana asociada a N y la actividad enzimática derivada de esta (Acosta-Martínez *et al.,* 2008). En los suelos estos factores son los encargados de trasformar y asignar las rutas del N y existen algunas enzimas que son de suma importancia en estos mecanismos, tales como la ureasa que es la enzima encargada de hidrolizar la urea y transformarla a amonio (NH_4) para que la planta pueda asimilar el N (Steinauer K. *et al.,* 2015). La falta de información sobre estos procesos nos indica que aún hay un vacío de información que es importante cubrir, dada la relevancia que tienen los procesos del ciclo del N en los sistemas agrícolas.

CONCLUSIÓN

Después de la documentación de información se concluye que estudios a futuro en el Valle del Yaqui deberán considerar llevar a cabo mediciones simultáneas de las diferentes formas del N en suelo, lixiviados, la atmósfera y la planta, considerando el uso de indicadores biológicos del suelo como son la biomasa microbiana y su actividad enzimática, lo cual permitirá tener un panorama más amplio de los procesos biogeoquímicos que suceden en los sistemas agrícolas bajo fertilización intensiva.

BIBLIOGRAFIA

Acosta-Martinez, V., Acosta-Mercado, D. I. M. A. R. I. S., Sotomayor-Ramírez, D., & Cruz-Rodríguez, L. (2008). Microbial communities and enzymatic activities under different management in semiarid soils. Applied Soil Ecology, 38(3), 249-260.

Ahrens, TD, Beman, JM, Harrison, JA, Jewett, PK y Matson, PA (2008). Una síntesis de las transformaciones y transferencias de nitrógeno de la tierra al mar en la región agrícola del Valle del Yaqui en el noroeste de México. Investigación de Recursos Hídricos, 44 (7).

Ali, S., Dongchu, L., Jing, H., Ahmed, W., Abbas, M., Qaswar, M., ... & Huimin, Z. (2021). Soil microbial biomass and extracellular enzymes regulate nitrogen mineralization in a wheat-maize cropping system after three decades of fertilization in a Chinese Ferrosol. Journal of Soils and Sediments, 21, 281-294.

Almazán, B. R., Esteller, M. V., Garrido-Hoyos, S. E., Expósito-Castillo, J. L., Díaz-Delgado, C., & García-Colín, J. C. (2023). Nitrogen and phosphorus budget in an intensive irrigation area and effects on littoral water and groundwater (Yaqui Valley, Northwestern Mexico). Environmental Monitoring and Assessment, 195(1), 147.

Grahmann, K., Verhulst, N., Palomino, L. M., Bischoff, W. A., Govaerts, B., & Buerkert, A. (2018 a). Ion exchange resin samplers to estimate nitrate leaching from a furrow irrigated wheat-maize cropping system under different tillage-straw systems. Soil and Tillage Research, 175, 91-100.

Grahmann, K., Verhulst, N., Dittert, K., Govaerts, B., & Buerkert, A. (2018b). High N fertilizer application to irrigated wheat in Northern Mexico for conventionally tilled and permanent raised beds: Effects on N balance and short term N dynamics. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 181(4), 606-620.

Lares-Orozco, M. F., Robles-Morúa, A., Yepez, E. A., & Handler, R. M. (2016). Global warming potential of intensive wheat production in the Yaqui Valley, Mexico: a resource for the design of localized mitigation strategies. Journal of Cleaner Production, 127, 522-532.

Matson, P. A. (2012). Seeds of sustainability : lessons from the birthplace of the green revolution (1.ª ed.). Island Press.

Matson, P.A., Naylor, R., & Ortiz-Monasterio, I. (2012) Looking for win-wins in intensive agriculture. Matson, P.A. (Ed.). in Seeds of sustainability : lessons from the birthplace of the green revolution (1.ª ed.) (pp. 31-46). Island Press.

Millar, N., Urrea, A., Kahmark, K., Shcherbak, I., Robertson, G. P., & Ortiz-Monasterio, I. (2018). Nitrous oxide (N2O) flux responds exponentially to nitrogen fertilizer in irrigated wheat in the Yaqui Valley, Mexico. Agriculture, ecosystems & environment, 261, 125-132.

Saynes Santillán, V., Etchevers Barra, J. D., Paz Pellat, F., & Alvarado Cárdenas, L. O. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. Terra Latinoamericana, 34(1), 83-96.

Steinauer, K., Tilman, D., Wragg, P. D., Cesarz, S., Cowles, J. M., Pritsch, K., ... & Eisenhauer, N. (2015). Plant diversity effects on soil microbial functions and enzymes are stronger than warming in a grassland experiment. Ecology, 96(1), 99-112.

Ouyang, Y., & Norton, J. M. (2020). Short-term nitrogen fertilization affects microbial community composition and nitrogen mineralization functions in an agricultural soil. Applied and Environmental Microbiology, 86(5), e02278-19.

DISTRIBUCIÓN DE AGREGADOS EN ANDOSOLS POSTINCENDIO DEL MONTE TLÁLOC, ESTADO DE MÉXICO

Gabriel Alejandro Hernández Vallecillo[1]*; Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena[1]; Sandra Monserrat Barragán Maravilla[1]

Colegio de Postgraduados. Carr. México-Texcoco, Montecillo, Texcoco, Estado de México. C. P. 56264. *gabovalle16@gmail.com

RESUMEN

Los agregados o *peds* son el arreglo natural de las partículas de arena, limo y arcillas, tienen relación con el componente orgánico y las propiedades hídricas del suelo. El objetivo de este trabajo es analizar los cambios en los diferentes tamaños de agregados ocasionados por incendios forestales en suelos de origen volcánico. Los incendios presentan diferentes severidades, en los sitios donde el suelo alcanza altas temperaturas los macroagregados tienden a disminuir y los microagregados aumentan por la ruptura de los agregados de mayor tamaño. La pérdida de agregados puede ocasionar una menor infiltración del agua y un mayor riesgo de erosión de la capa superficial del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Fuego; Macroagregados; Severidad; Suelo; Temperatura*

INTRODUCCIÓN

Los suelos son un componente esencial de los diferentes ecosistemas y son el resultado de la actividad de sus factores formadores (material parental, clima, relieve, biota y tiempo) (Ortiz-Solorio, 2019), por lo cual cada suelo presenta características diferentes. Dentro de las propiedades físicas del suelo, la estructura se considera un componente fundamental debido a su relación con el flujo de agua, el contenido de nutrientes en solución, la aireación del suelo, contenidos de materia orgánica, así como la susceptibilidad a la erosión.

Los disturbios como huracanes, inundaciones o incendios forestales son un componente natural de los ecosistemas, sin embargo, la frecuencia de estos fenómenos ha ido en aumento en los últimos años a consecuencia de las modificaciones climáticas influenciadas en gran medida por el ser humano (FAO, 2007). Los cambios originados por los incendios forestales son evidentes en el componente vegetal, sin embargo, el suelo también sufre modificaciones que pueden repercutir en procesos edáficos y ecosistémicos posteriores. El objetivo de este trabajo es analizar los cambios que ocasiona el fuego en la distribución de agregados del suelo, así como su comportamiento a través del tiempo (5 años).

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio (Monte Tláloc) se ubica al oriente del Estado de México, en el municipio de Texcoco, Estado de México, la cual resultó afectada en 2017 por un incendio forestal. Predomina vegetación de *Quercus sp*. y *Pinus sp*. en las coordenadas 19° 26′ 58.38′′ latitud norte y 98° 46´ 48.90′′ longitud oeste. Presenta una elevación de 2970 msnm.

El clima es templado subhúmedo con lluvias en verano (García, 1981), y una temperatura media anual de 15 ºC. El régimen de humedad del suelo es Ústico y un régimen de temperatura Isotérmico.

Se realizaron recorridos de campo durante el incendio, así como dos días y cinco años después. Se identificó la severidad con la que fue afectada cada tipo de vegetación dominante con base en la propuesta de la Comisión Nacional Forestal (2010). En cada sitio afectado y en sitios con vegetación no afectada se colectaron tres muestras alteradas compuestas de manera aleatoria de los primeros 10 cm de la superficie del suelo, la cual se puso a secar al aire.

El tamaño de agregados se determinó en seco mediante el método de agitación mecánica, se pesó 1 kg de muestra en un juego de tamices con tamaño de malla de 9.5, 6.4, 4.7 y 2.00 milímetros, con lo cual los agregados entraron en las categorías de macroagregados y mesoagregados. Se utilizó un agitador mecánico a 210 ciclos min^{-1} durante cinco minutos, cada muestra, finalmente se pesó lo que se quedó en cada tamiz y se calculó el porcentaje de cada tamaño de agregado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tipos de incendios forestales. En la vegetación dominada por *Pinus* (P) y por *Quercus* (Q) se localizaron zonas en donde la vegetación fue afectada hasta la copa de los árboles o también el tronco o fuste fue incinerado en su totalidad, estos sitios fueron designados como Incendios de Copa (IC). Por otra parte, los lugares en donde la marca del fuego no superó el metro de altura y que la hojarasca del suelo fue calcinada parcialmente se denominaron Incendios Superficiales (IS).

Figura 1. Clasificación de las zonas no afectadas y con diferentes severidades de incendio en el monte Tlaloc 2017.

Características del suelo. EL monte Tláloc se encuentra dentro de la Faja Volcánica Transmexicana, en donde los suelos característicos son de origen volcánico, en la zona afectada los suelos se formaron a partir de cenizas volcánicas intermedias (Heinrich, 1972). Son suelos profundos con discontinuidades litológicas donde dominan los colores entre grisáceos y pardos amarillentos. La forma predominante de sus agregados son bloques subangulares, granulares y migajosos. De acuerdo con la Soil Survey Staff (2014) el suelo se clasificó como Thaptic Haplustands y con la WRB (2015) corresponde a un District Umbric Andosol (*Siltic*).

Porcentaje de tamaño de agregados. Los tamaños de agregados se agruparon por vegetación a diferentes tiempos. En general la fracción mayor a 9.5 mm es la que presentó cambios en todos los sitios afectados con respecto a los sitios no afectados. El cambio más evidente se presentó en Pinus, mientras que en las zonas naturales (PNA) los agregados mayores a 9.5 mm representaron el 43.8%, con el paso del fuego se redujo su porcentaje a solo el 0.5% (PIC-17) y a los 5 años del incendio el valor de macroagregados aumenta a 12.9%. Por otra parte, en estos mismos sitios, los mesoagregados (>2.00 mm) presentan un comportamiento inverso, ya que tienden a aumentar debido a la disgregación de los *peds* de mayor tamaño.

Figura 3. Porcentaje de tamaño de agregados en zonas no afectadas y afectadas por incendios forestales. Q= Quercus; P= Pinus, NA= No Afectado; IS= Incendio Superficial, IC= Incendio de Copa; 17= año 2017: 22= año 2022.

La alteración en los macroagregados se debe a la temperatura que alcanzó el suelo, en los incendios más severos (Copa), se pierde por completo el cementante o aglutinante natural del suelo (materia orgánica) propiciando la disgregación de los macroagregados. Con altas temperaturas también ocurre la fusión térmica de partículas finas (limos y arcillas) en agregados sólidos (< 2 mm) sin materia orgánica (Mataix-Solera, et al., 2011) denominados "guijarros".

En los incendios moderados o superficiales el fuego no penetró más allá de la capa de mantillo y las temperaturas del suelo no presentaron aumentos considerables. El tamaño de agregados y su estabilidad por lo general no presentó cambios importantes (Guerrero, 1998), pero en algunos casos muy particulares se ha visto un aumento de su estabilidad debido a que los materiales parcialmente incinerados son rápidamente adheridos dentro de los *peds* que no sufrieron alteración (Hernandez-Vallecillo, 2019).

CONCLUSIONES

Los incendios forestales afectan tanto la parte biótica como la abiótica, en los Andosols del monte Tlaloc, el fuego modificó los primeros 10 cm de profundidad. La estructura de los incendios superficiales se ve beneficiada, debido a que la materia orgánica parcialmente calcinada se incorpora a la capa superficial del suelo al adherirse a los agregados. En los incendios de copa, los agregados de la superficie pierden la materia orgánica, por lo tanto, tienden a disgregarse en *peds* de menor tamaño y ocasionar una menor infiltración del agua y una mayor susceptibilidad a la erosión.

BIBLIOGRAFÍA

CONAFOR, 2010. *Incendios Forestales, Guia practica para comunidades,* Jalisco, México: Efecto Marketing.

FAO, 2007. Fire Management: Global Assessment 2006. *FAO Forestry Paper,* Issue 0258-6150, p. 151.

García, E., 1981. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. *Offset Larios, S.A.*

Guerrero, C., 1998. *Aplicación de un compost de residuos sólidos urbanos a un suelo forestal quemado: Evolución de las propiedades físicas, químicas y microbiológicas.* Alicante, España: Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante.

Heinrich, E., 1972. *Microscopy Petrography..* s.l.: McGraw-Hill Book Company, Inc..

Hernandez-Vallecillo, G. A., 2019. *Efecto de los incendios forestales sobre las propiedades de andosoles en San Pablo Ixayoc, Estado de México..* Texcoco, Estado de México: Tesis de Maestria, Colegio de Postgraduados.

IUSS Working Group WRB, 2015. Base referencial mundial del recurso suelo 2014, Actualización 2015. Sistema internacional de clasificación de suelos para la nomenclatura de suelos y la creación de leyendas de mapas de suelos. *Informes sobre recursos mundiales de suelos FAO,* Volumen 106, p. 206.

Mataix-Solera, J. y otros, 2011. Fire effects on soil aggregatión: A review.. *Earth-Science Reviews,* Volumen 109, pp. 44-60.

Ortiz-Solorio, C. A., 2019. *Edafología.* Ciudad de México, México: Trillas.

SSS, 2014. *Claves para la Taxonomia de Suelos.* Estados Unidos: Departamento de Agricultura de los Estados Unidos.

DIVERSIDAD DE LA MICROBIOTA DE LEPTOSOLS KÁRSTICOS DEL NORESTE DE QUINTANA ROO, Y SU INTERPRETACIÓN CON LA MICROMORFOLOGÍA

Rocío J Alcántara-Hernández[1*]; Jazmín Santillán[2]; Rafael A. López-Martínez[1]; Eduardo J Aguilar-Rangel[3]; María Soledad Vásquez-Murrieta[4]; Silke Cram-Heydrich[5]

[1]Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Av. Universidad 3000, Del. Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México, *ralcantarah@geologia.unam.mx; [2]Posgrado en Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Av. Universidad 3000, Del. Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México; [3]Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Av. Universidad 3000, Del. Coyoacán, 04510, Ciudad de México, México; [4]Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, Del. Miguel Hidalgo, 11340, Ciudad de México, México; [5]Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Coyoacán 04510, Ciudad de México, México

RESUMEN

Los suelos forestales son un ecosistema importante que sostiene una cobertura vegetal altamente activa, y que depende de los procesos biogeoquímicos de sus microorganismos. Entre estos ecosistemas, se encuentran los bosques tropicales kársticos, cuya microbiología ha sido poco estudiada. Así, se investigaron Leptosols réndzicos de un bosque primario tropical kárstico al noreste de la Península de Yucatán, empleando técnicas de caracterización físicas, químicas y microbiológicas, con el objetivo de encontrar sus interrelaciones. Se obtuvo la caracterización física y química por métodos establecidos, así como la diversidad microbiana por secuenciación masiva de fragmentos 16S rRNA (bacterias y arqueas), e ITS (hongos) para varias muestras. Los suelos mostraron valores de pH de 8.4 en promedio, y un contenido de carbono orgánico >17%, acorde a lo esperado para suelos kársticos forestales. Los grupos microbianos más abundantes encontrados se involucran en la transformación de la materia orgánica, incluyendo Acidobacteria, Actinobacteria, Rokubacteria, y Mortierellomycota. Este estudio muestra la diversidad y divergencia de las comunidades entre los subsitios de los suelos forestales kársticos, donde sólo el 1.5% de las huellas moleculares estuvieron en el 65% de las muestras, lo cual indica que pocos microorganismos se comparten, posiblemente propiciado por la heterogeneidad de éstos a escala milimétrica.

PALABRAS CLAVE: *Karst; Microorganismos; Suelo forestal*

INTRODUCCIÓN

Los suelos forestales son un importante ecosistema terrestre planetario que sostiene una cobertura vegetal altamente activa, especialmente para el ciclo del carbono, y que a su vez depende de la actividad microbiana del mismo (Bouwman y Leemans, 1995). En las últimas dos décadas, la exploración de la diversidad microbiana en el suelo se ha llevado a cabo empleando técnicas moleculares como el *metabarcoding* o la secuenciación de marcadores, lo cual ha contribuido a dar luz a la gran diversidad y al

potencial genético de su biosfera microscópica. Esta exploración microbiana ha ayudado a esbozar patrones para entender las funciones del suelo, sin embargo, hay un reto en interpretar esta diversidad en escalas sistémicas que van de lo macro a micro (Orgiazzi *et al*., 2015), por lo que primeramente se debe comprender el aspecto micro para contextualizarlo en un espacio ecosistémico macro.

Las funciones biogeoquímicas del suelo dependen íntimamente de sus comunidades microbianas, las cuales a su vez están relacionadas con los hábitats microbianos y la estructura del suelo (Watteau y Villemin, 2018). De forma tal que, se ha observado que los principales factores de formación del suelo son los que también pueden afectar principalmente la composición de la comunidad microbiana. En varios estudios, se ha encontrado que el pH es uno de los principales predictores de la diversidad microbiana, incluso a escala continental (Fierer y Jackson, 2006), con la connotación de que suelos bajo condiciones ambientales similares tendrán comunidades microbianas semejantes entre éstos, como cuando sus valores de pH están en un rango cercano entre ellos. Sin embargo, se han encontrado que existen otros factores, dependiendo del sistema suelo de estudio.

Los suelos forestales son unos de los sistemas más complejos estructuralmente hablando, al tener una diversidad de materiales bióticos y abióticos que los conforman, y no contar con perturbaciones en su estructura la mayor parte del tiempo por actividades humanas, como en el caso de los suelos agrícolas que son constantemente homogenizados. Se ha encontrado que, a nivel continental los principales factores que afectan la composición microbiana de los suelos forestales incluyen la temperatura, la precipitación y las condiciones edáficas (Andrew *et al*., 2018; Llado *et al*., 2018). Mientras que, el tipo de vegetación puede ser un principal modelador a nivel local de las comunidades microbianas, junto con la cantidad de C orgánico, o la estructura y/o textura, entre otras características (Llado *et al*., 2018; Urbanová *et al*., 2015)

Los suelos forestales kársticos son entonces un eje de estudio de la diversidad microbiana, donde se comienza a entender su correlación con las características físicas y químicas del suelo, así como factores ambientales. En este contexto, se han estudiado principalmente a los suelos forestales kársticos de zonas subtropicales como en Beng y Corlett (2019); mientras que, los suelos tropicales han quedado poco estudiados, como aquellos en la península de Yucatán (Estrada-Medina *et al*., 2016; Pajares *et al*., 2018). Así, es relevante continuar con estas exploraciones para entender mejor sus correlaciones entre las características físicas, químicas y microbiológicas. En este estudio, se investigaron Leptosols réndzicos de un bosque primario tropical kárstico al noreste de la península de Yucatán, empleando técnicas de caracterización físicas, químicas y microbiológicas, con el objetivo de encontrar sus interrelaciones. Se obtuvo la caracterización física y química por métodos establecidos, así como la diversidad microbiana por secuenciación masiva de fragmentos 16S rRNA (bacterias y arqueas), e ITS (hongos) para varias muestras. Con este trabajo, se incrementó el conocimiento de los

suelos kársticos en zonas tropicales, y se acoplaron varias técnicas de aproximación para comprender sus correlaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en el NE del estado de Quintana Roo (México) entre los municipios de Tulum y Solidaridad (20.51291N 87.24703W: 20.18254N 87.51699W). Se escogieron cuatro sitios: S1, S2, S3 y S4, y se muestrearon cuatro subsitios dentro de éstos (*n=16*). Algunos de estos subsitios tenían rasgos de alteración y/o impacto humano. La región de estudio incluyó altitudes entre los 5 y 15 m s.n.m., y de entre 2.7 a 8.7 km de la línea de costa, con un clima cálido.

Caracterización física, química y microbiológica

Los suelos se caracterizaron física y químicamente acorde a lo establecido en trabajos previos. Para la estimación de la diversidad, se empleó una aproximación de secuenciación por NGS (*Next generation sequencing*) empleando los marcadores para Bactria y Archaea 16S rRNA, e ITS para Fungi. Las características estructurales a nivel microescala de los suelos (centímetros), se tomaron muestras de poca perturbación y se transfirieron cuidadosamente a cilindros metálicos, donde se mantuvieron con cuidado en el muestreo y transporte. Luego, estos núcleos de 10 cm de profundidad fueron impregnados en resina, y laminados verticalmente para su composición de materiales. Todos los factores fueron interrelacionados con análisis estadísticos y su significancia probada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos estudiados mostraron valores de pH con promedio de 8.4, con un contenido de carbono orgánico >17%, acorde a los esperado para suelos kársticos forestales (Fig. 1A), en especial lo reportado para la península (Cabadas-Báez *et al*., 2010; Delgado-Carranza *et al*., 2017; Pajares *et al*., 2018), confirmando su naturaleza. Los grupos microbianos más abundantes encontrados se involucran en la transformación de la materia orgánica, incluyendo Acidobacteria, Actinobacteria, Rokubacteria, y Mortierellomycota, algunos de éstos ya descritos para suelos forestales (Pajares *et al*., 2018; Tedersoo, 2014). Sin embargo, uno de los rasgos más relevantes de este estudio fue la diversidad y divergencia de las comunidades entre los subsitios de los suelos forestales kársticos, donde sólo el 1.5% de las huellas moleculares estuvieron en el 65% de las muestras, lo cual indica que pocos microorganismos se comparten (Fig. 1B y C). Así, se notó un gran número de secuencias o huellas moleculares únicas para cada sitio, lo que puede derivarse de la diversidad de microhábitats en estos suelos y que fueron visibles en los cortes de las láminas delgadas de núcleos inalterados. La relevancia de la caracterización de los suelos empleando técnicas de microscopia ha sido previamente demostrada para suelos analizados por microscopía electrónica de transmisión (TEM)

dando datos relevantes de la interacción en los microhábitats microbianos (Watteau y Villemin, 2018).

Figura 1. Análisis de las comunidades microbianas de Leptosols kársticos del NE de Yucatán. A) Cortes transversales en láminas delgadas de suelos estudiados en perfiles inalterados, arriba sitio3, abajo sitio1, donde se muestra los agregados de materia orgánica y carbonatos, respectivamente. B) Análisis de componentes principales (PCoA) con algoritmo Unifrac no ponderado mostrando la diversidad beta para bacterias y arqueas (izquierda) y hongos (derecha). C) Diagramas de Venn mostrando los ribotipos 16S rRNA compartidos entre cada subsitio.

CONCLUSIONES

Este estudio multifacético de los Leptosols réndzicos del noreste de la península de Yucatán, México, ayuda a entender mejor sus características físicas, químicas y microbiológicas, así como sus correlaciones. Los suelos kársticos mantienen notablemente valores de pH más alcalinos a diferencia de los no-kársticos, así como una estructura de composición variable a nivel micrométrico, resultado de su génesis. Así, es posible que la estructura de estos suelos permita el establecimiento y desarrollo de comunidades microbianas con estructura diferente entre subsitios, y con diversificaciones posiblemente impulsadas por la generación de microhábitats. Sin embargo, estas comunidades mantienen una redundancia funcional pese a sus diferencias, principalmente en el potencial de degradación de la materia orgánica y la nitrificación. Con ello, más estudios deben realizarse para profundizar en estos patrones, en especial al ser suelos altamente vulnerables ante el cambio de uso en el Antropoceno.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue posible gracias al apoyo del fondo UNAM-DGAPA-PAPIIT IA202518 otorgado a R.J. A-H. Mientras que, la alumna Jazmín de Jesús Santillán Manjarrez (CVU 469478) recibió una beca doctoral por parte del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías CONAHCYT, así como Eduardo J Aguilar-Rangel (CVU 775174).

REFERENCIAS

Andrew, C., Halvorsen, R., Heegaard, E., Kuyper, T. W., Heilmann-Clausen, J., Krisai-Greilhuber, I., Bässler, C., Egli, S., Gange, A. C., Høiland, K., Kirk, P. M., Senn-Irlet, B., Boddy, L., Büntgen, U., & Kauserud, H. (2018). Continental-scale macrofungal assemblage patterns correlate with climate, soil carbon and nitrogen deposition. Journal of Biogeography, 45(8), 1942-1953. https://doi.org/10.1111/jbi.13374

Beng, K. C., & Corlett, R. T. (2019). Identifying the mechanisms that shape fungal community and metacommunity patterns in Yunnan, China. Fungal Ecology, 42, 100862-100862. https://doi.org/10.1016/j.funeco.2019.08.006

Bouwman, A. F., & Leemans, R. (1995). The Role of Forest Soils in the Global Carbon Cycle. In Carbon Forms and Functions in Forest Soils (pp. 503-525). https://doi.org/https://doi.org/10.2136/1995.carbonforms.c23

Estrada-Medina, H., Canto-Canché, B. B., De los Santos-Briones, C., & O'Connor-Sánchez, A. (2016). Yucatán in black and red: Linking edaphic analysis and pyrosequencing-based assessment of bacterial and fungal community structures in the two main kinds of soil of Yucatán State. Microbiological Research, 188-189, 23-33. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.micres.2016.04.007

Fierer, N., & Jackson, R. B. (2006). The diversity and biogeography of soil bacterial communities. Proc Natl Acad Sci U S A, 103(3), 626-631. https://doi.org/10.1073/pnas.0507535103

Llado, S., Lopez-Mondejar, R., & Baldrian, P. (2018). Drivers of microbial community structure in forest soils. Appl Microbiol Biotechnol, 102(10), 4331-4338. https://doi.org/10.1007/s00253-018-8950-4

Orgiazzi, A., Dunbar, M. B., Panagos, P., de Groot, G. A., & Lemanceau, P. (2015). Soil biodiversity and DNA barcodes: opportunities and challenges. Soil Biology and Biochemistry, 80, 244-250. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.10.014

Pajares, S., Campo, J., Bohannan, B. J. M., & Etchevers, J. D. (2018). Environmental Controls on Soil Microbial Communities in a Seasonally Dry Tropical Forest. Appl Environ Microbiol, 84(17). https://doi.org/10.1128/AEM.00342-18

Tedersoo, L. B. M. P. S. K. U. Y. N. S. W. R. (2014). Global diversity and geography of soil fungi. Science (New York, N.Y.), 346(6213), 1052-1053. https://doi.org/10.1126/science.aaa1185

Urbanová, M., Šnajdr, J., & Baldrian, P. (2015). Composition of fungal and bacterial communities in forest litter and soil is largely determined by dominant trees. Soil Biology and Biochemistry, 84, 53-64. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.02.011

Watteau, F., & Villemin, G. (2018). Soil Microstructures Examined Through Transmission Electron Microscopy Reveal Soil-Microorganisms Interactions. Frontiers in Environmental Science, 6. https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00106

DIVERSIDAD Y PERFIL ENZIMÁTICO DE MICROHONGOS EDÁFICOS ASOCIADOS A LOS GÉNEROS *Pinus* Y *Bursera* EN SANTA CATARINA, GUANAJUATO

Ana Paula Romero Calderón[1]

[1] Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Av. de los Barrios 1, Hab Los Reyes Iztacala, 54090, Tlalnepantla de Baz, Estado de México

RESUMEN

En los ecosistemas terrestres, los hongos edáficos conforman gran parte de la biomasa del suelo, influyen en la degradación y mineralización de nutrientes y pueden actuar como patógenos. Aunque se conoce sobre microhongos en ecosistemas templados en México, falta información sobre los asociados a bosques de *Pinus cembroides* y *Bursera sp.* así como en suelos incipientes como el Leptosol. Esto es relevante por la amplia distribución de estas especies en México y la propensa degradación de este tipo de suelo. Este estudio se realizó en el sistema forestal "Rincón del Aura", donde se tomaron muestras de suelo en áreas cercanas a las raíces de *Pinus cembroides* y *Bursera sp.* para la evaluación de las características fisicoquímicas del suelo, la determinación taxonómica y evaluación enzimática de los microhongos cultivables presentes. Se encontraron 126 morfotipos, de los cuales 99 fueron identificados hasta nivel de género. *Penicillium* y *Aspergillus* fueron los géneros con más morfotipos. La riqueza fue mayor en el microambiente de pino en comparación con *Bursera*. En términos de abundancia, *Chaetomium, Penicillium* y *Botrytis* predominaron. La diversidad general fue de 2.17, siendo más baja en el microambiente de pino. La expresión enzimática promedio fue de seis enzimas por morfotipo, las enzimas solubilizadoras de fosfatos fueron más rápidas, mientras que celulasa y proteasa fueron menos expresadas. Se concluyó que la determinación del perfil enzimático en los ecosistemas forestales es vital para comprender su dinámica y promover su conservación.

PALABRAS CLAVE: *Dinámica funcional; Microhábitat; Rizósfera; Simbiosis; sucesión ecológica*

INTRODUCCIÓN

Los microhongos son organismos de gran interés económico, industrial y científico. En los ecosistemas destacan los hongos de hábito edáfico, pues conforman el 50% de la biomasa del suelo, forman parte de las redes tróficas de este, participan en los procesos de degradación y mineralización de los nutrientes a través de procesos enzimáticos que son aprovechados por las plantas, y fitopatógenos que actúan en la rizosfera infectando tallos y provocando marchitez. La actividad biológica de los consorcios microfúngicos y bacterianos determina las propiedades bioquímicas del suelo y favorece el crecimiento específico de flora en la superficie (Bonkowski *et al.,* 2000).

Si bien existe información sobre la diversidad y función enzimática de los microhongos edáficos para algunos ecosistemas templados en México, se carece sobre

comunidades micóticas asociadas a bosques de *Pinus cembroides* y *Bursera sp.* Esto es relevante dada la amplia distribución de las especies de estos géneros en el país. La determinación enzimática de la microfunga del suelo permite conocer la participación de los microhongos filamentosos y no filamentosos en los ciclos biogeoquímicos y sus relaciones con las comunidades vegetales, pues a través de diferentes enzimas se llevan a cabo la degradación e incorporación de los elementos al suelo, dejándolos disponibles para su utilización por parte de los productores primarios (Alverar *et al.*, 2007).

También es necesaria la información sobre la composición microbiana y sus funciones relacionadas con los factores ambientales, con énfasis en suelos incipientes o de escaso desarrollo como es el Leptosol, uno de los suelos con una amplia distribución en el país y que son propensos a una fácil erosión. Por lo tanto, la correcta caracterización de los microhongos edáficos de Santa Catarina, Guanajuato permitirá comprender la dinámica del ecosistema para un aprovechamiento y manejo forestal más adecuado (Marmolejo, 2018).

MATERIALES Y MÉTODO

El presente estudio, se realizó en el mes de julio de 2022 en el sistema forestal "Rincón del Aura" ubicado al noreste del estado de Guanajuato. Este sistema forestal está compuesto principalmente por pino piñonero y copales. Para la toma de muestras de suelo se retiró la capa de hojarasca y se tomaron 15 muestras con el mismo volumen de sitios aleatorios en un radio menor a un metro de las raíces de las especies leñosas anteriormente mencionadas. Estas muestras se preservaron en refrigeración dentro de bolsas plásticas. Previo a su evaluación se tamizaron con una malla de poro de 2 mm y se dejaron secar a temperatura ambiente siguiendo procedimientos estándar (Atlas y Bartha, 2001).

Para la determinación taxonómica de la comunidad microfúngica, se tomó un gramo de suelo y se colocó en 99 mililitros de agua destinada. De esta solución se tomó 0.1 mililitros, mismos que fueron colocados en agar extracto de malta y papa dextrosa, en cajas Petri independientes por muestra. Para determinar la riqueza taxonómica se contabilizaron las unidades formadoras de colonia (UFC) de los morfotipos, posteriormente cada morfitipo fue aislado. Una vez purificada la cepa individual, se realizaron microcultivos en cámara húmeda, mismos que fueron observados en el microscopio y llevados hasta el nivel taxonómico de género, empleando literatura y claves dicotómicas como Domsch *et al.* (1980) y Barnett y Hunter (1981). La determinación de la actividad enzimática de estas cepas aisladas se realizó mediante pruebas estándar que incluyen las pruebas de amilasa, catalasa, quitinasa, celulasa, proteasa, fosfatasa, gelatinasa, amonificadores y solubulizadores de fosfato (Arenas, 2003).

Para determinar las características químicas y físicas del suelo se siguieron procedimientos estándar que incluyen las pruebas de pH, capacidad de intercambio catiónico (método volumétrico del versentato), materia orgánica (método de Walkley y

Black) y nutrientes: especies químicas de nitrógeno y fosforo (Hanna) (Muñóz-Iniestra *et al.,* 2013).

RESULTADOS

En el ecosistema forestal de *Pinus* y *Bursera* la riqueza inicial registrada fue de 126 morfotipos de los cuales se determinaron 99 especies taxonómicas, con excepción de siete indeterminadas. Esta riqueza se agrupó en 11 órdenes, 14 familias y 17 géneros, siendo *Penicillium* y *Aspergillus* aquellos con mayor cantidad de morfotipos (*circa* 40%). La riqueza está más asociada al microambiente de pino, representando el doble de su contraparte de *Bursera*. En lo concerniente con la abundancia general (UFC), los géneros *Chaetomium, Penicillium* y *Botrytis* fueron los más predominantes. En contraste con la abundancia específica, donde existe una relación *Chaetomium-Botrytis* y *Penicillium-Botrytis* para el microambiente edáfico de pino y copal respectivamente. En cuanto a la diversidad general (Índice de Shanon-Wienner), fue de 2.17. En lo referente a los microambientes, el referente a pino obtuvo el valor más bajo (0.25), en contraste con el de copal (1.75).

Respecto al perfil enzimático, el promedio de expresión general fue de seis. Mientras que para el microambiente de *Pinus* y *Bursera* los géneros con mayor expresión enzimática fueron *Acremonium* con nueve enzimas y *Chaetomium,* respectivamente. Adicional al perfil enzimático, se encontraron diferencias en la velocidad de respuesta enzimática. En ambos microambientes edáficos las expresiones enzimáticas más veloces correspondieron a solubilizadores de fosfatos, siendo celulasa y proteasa las enzimas menos expresadas.

DISCUSIÓN

Encontramos que la mayoría de los microhongos pertenecen a la división Ascomycota, representando aproximadamente el 80% de las especies. Esto coincide con los resultados de investigaciones previas que indican que los hongos de esta división son más dominantes en los suelos en comparación con Basidiomycota y Zygomycota. En cuanto a la riqueza encontrada (99 morfotipos) microhongos anamorfos asociados a *P. cembroides* y *Bursera spp.* en el suelo. Esta riqueza es similar a la encontrada en bosques reforestados con *Pinus taeda*, pero es significativamente mayor (cerca del 80%) que en la rizósfera de pinos silvestres en bosques templados. Estas diferencias podrían ser atribuidas a factores fisicoquímicos del suelo. De acuerdo con Soderstrom y Bááth (1978), las comunidades fúngicas están asociadas a los diferentes horizontes de suelo en función de la profundidad y la cantidad de materia orgánica disponible. Por lo tanto, la poca profundidad del suelo y la homogeneidad de la materia orgánica presente en el Leptosol estudiado pudo tener influencia en la riqueza, distribución y abundancia de la microfunga (Egidi *et al*., 2019; Martínez, 1999; Arias, 2014).

La comunidad de microhongos en el suelo de *P. cembroides* mostró una abundancia relativamente alta en comparación con otros estudios, posiblemente debido a los niveles

de materia orgánica en el suelo y las condiciones climáticas. Los géneros *Chaetomium*, *Penicillium* y *Botrytis* fueron dominantes en este microambiente, y se explicó que su capacidad para secretar toxinas y adaptarse a diversas condiciones podría contribuir a su predominancia. Por otro lado, en el microambiente de *Bursera spp.* se encontró una menor riqueza y abundancia de microhongos, posiblemente debido al pH alcalino y la presencia de compuestos como terpenos en la resina y corteza de estos árboles. La diversidad de microhongos en el ecosistema de Santa Catarina se consideró moderadamente baja, influida por las condiciones edáficas y el manejo forestal. Los géneros *Penicillium*, *Acremonium* y *Chaetomium* fueron dominantes, y se discutió cómo su capacidad para degradar lignina y celulosa, y su resistencia a condiciones adversas, podrían contribuir a su dominio. La actividad enzimática de los microhongos se analizó y se observó que las enzimas amonificadoras, quitinasa y catalasa, fueron comunes en ambos microambientes. La adaptación de los microhongos a las condiciones específicas del suelo y la capacidad para degradar materiales recalcitrantes se discutieron como factores clave en su actividad enzimática. Por lo tanto, el perfil enzimático de los hongos podría ser un indicador de la velocidad de degradación de los materiales orgánicos (Garcés de Granada *et al.*, 2021; Guerrero, 2006; Rosenbrock *et al*., 1995; Marmolejo, 2018).

En una visión general se puede observar que la mayor parte de los microhongos son saprobios (*circa* del 50%), donde de 10 morfotipos, cinco son saprobias, tres patógenas y/o parásitos y dos mutualistas. A pesar de que se encontraron hongos con potencial patógeno y/o parásitos, no se encontraron indicios de que se comportaran de esta forma en el sistema forestal de Santa Catarina. Esta evidencia podría ser indicativo del estado de conservación del ecosistema (Garcés de Granada *et al*., 2021).

CONCLUSIONES

La investigación reveló una alta diversidad de morfotipos de microhongos en las comunidades de *P. cembroides* y *Bursera spp*. Los géneros *Penicillium* y *Aspergillus* presentaron la mayor variación de morfotipos, mientras que *Gliocladium, Sepedonium, Stachybotrys, Aureobasidium, Mortierella* y *Sporothrix* tuvieron una representación menor. La riqueza de especies se asoció con la composición vegetal del entorno, materia orgánica, profundidad del suelo y pH. Siendo más alta en el microambiente de pino. Además, se observó que los parámetros fisicoquímicos del suelo, como el pH y la cantidad de materia orgánica, desempeñaron un papel importante en la distribución de los microhongos.

Los géneros más abundantes fueron *Chaetomium*, *Penicillium* y *Botrytis*, mientras que *Mortierella* fue menos frecuente. La diversidad en ambos microambientes fue calificada como media-baja. Además de la composición vegetal, los parámetros fisicoquímicos del suelo, como la disponibilidad de nutrientes y la humedad, también influyeron en la diversidad microfúngica. Se observó un rango de 2 a 9 enzimas en los 99 morfotipos, con *Aspergillus sp.* 5 y *Acremonium sp.* 14 teniendo la mayor y menor cantidad respectivamente, con un promedio de seis enzimas por morfotipo. La estructura general de la comunidad de microhongos fue saprobio. La colonización de los microhongos se

vinculó con etapas tempranas, y la estructura de la comunidad fue influenciada por las etapas sucesionales ecológicas y por los factores fisicoquímicos del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mi directora de tesis la Mtra. María Elena Huidobro Salas† y a mis asesores que hicieron posible este trabajo Dr. José Luis Gama Flores, Mtra. Alejandra García Mares, Dr. Fernando Ayala Niño, Biol. Jonás Millán Castañeda y Biol. Marcial García.

BIBLIOGRAFÍA

Arenas, R. (2003). Micología Médica Ilustrada, segunda edición. McGraw Hill. pág. 352.

Atlas, R. y Bartha, R (2001). Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental.

Bonkowski, M., Griffith, B. y Ritz, K. (2000). Food preference of earthworms for soil fungi. *Pedobiología*, 44: 666-676.

dAlvear, M., Urra, C., Huaquilao, R., Astorga, M. y Reyes, F. (2007). Biological activities and aggregates stability in a soil from Chilean temperate forest under two successional stages and seasonal changes. R.C. Suelo Nutr. Veg., 7(3), 38-50.

Domsch, K., Gams, W. y Traute-Heidi, A. (1980). *Compendium of soil fungi,* 1. Barnett, H. L. y Hunter, B. (1981). Ilustrated genera of imperfect fungi, tercera edición. Burgess Publishing Company.

Egidi, E., Delgado-Baquerizo,M., Plett, J., Wang, J., Eldridge, D., Bardgett, R., Maestre, F. y Singh, B. (2019). A few Ascomycota taxa deminate soil fungal communities worldwide. Hawkesbury Institute for the Environment, Western Sydney University.

Garcés de Granada, E., Orozco, M., Bautista, G. y Valencia H. (2001). *Fusarium oxysporum* el Hongo que nos falta conocer. Acta Biológica Colombiana, 6(1), 7-26.

Guerrero, R. (2006). Selección de *Penicillium* productores de péptidos antifúngicos para su utilización en productos cárnicos madurados. Tesis para obtener el grado de Doctor. Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura.

Marmolejo, J. (2018). Distribución vertical de hongos en hojas de tres especies de pinos en Nuevo León, México. Revista Mexicana de Ciencias Forestales, 9. Rosenbrock, P., Buscot, F. y Munch, J. (1995). Fungal succession and changes in the fungal degradation potential during the initial stage of litter decomposition in black alder forest (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.). European Journal of Soil Biology.

Martínez, A. (1999). Estudio ecológico de los hongos del suelo de un bosque de *Pinus taeda*. Tesis para obtener el grado de Doctor de Ciencias. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

Muñóz-Iniestra, D., Soler-Aburto, A., López-Galindo, F. y Hernández-Moreno, M. (2013). Edafología: Análisis de suelos, manual de métodos. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. pp 94-97.

Soderstrom, B. y Bááth, E. (1978). Soil microfungi in three Swedish coniferous soils. Holarct. Ecol., 1, 62-72 pp.

EFECTO DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS EN LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO

Juan Pedro Flores Margez[1*]; Gabriela Mendoza Carreón[1]; Ana Rosa Ogaz Rivera[1]

[1]Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua. México, *Autor responsable: Juflores@uacj.mx; Plutarco E. Calles, 1210, Col. Fovissste Chamizal, Ciudad Juárez, Chihuahua, México, C.P. 32310. Tel. +52 (656)-395-9420.

RESUMEN

La tasa de mineralización de N en el suelo ha sido considerada un factor clave para los cálculos de dosis de aplicación de abonos o fertilizantes orgánicos para una agricultura rentable. La medición de la mineralización dada por la acción microbiana sobre la descomposición de la materia orgánica en los suelos sigue siendo motivo de múltiples estudios a nivel mundial. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la mineralización de N en suelos tratados con fertilizantes orgánicos mediante un proceso de incubación. Se realizó un experimento mediante la técnica de cilindros de PVC con la mezcla de suelo y fertilizante orgánico. Al comparar el tratamiento de estiércol, lombricomposta y lodo residual, se encontró que este último presentó la mayor cantidad significativa de N mineralizado en 50 días de incubación, al superar con 62 mg/kg al control. Los datos de N mineralizado fueron analizados para generar un modelo exponencial, el cual generó coeficientes de regresión para cada tratamiento y así estimar las cantidades de N mineralizado predichas máximas acumuladas de 83, 95, 138 y 103 mg/kg de N inorgánico en el periodo de incubación. Se concluyó que el fertilizante orgánico agregado influye significativamente en la disponibilidad del nitrógeno mineralizado, por ello tanto las cantidades del nutriente como el tiempo de liberación son datos estratégicos para caracterizar el potencial de fertilidad de los suelos cuando son tratados con abonos orgánicos.

PALABRAS CLAVE: *Abono orgánico; Nutrientes; Incubación; Ecuación exponencial*

INTRODUCCIÓN

Los fertilizantes o abonos orgánicos en los suelos agrícolas han sido utilizados por siglos y es conocida su ventaja en mejorar la fertilidad de los suelos y rendimiento de los cultivos (Weil & Brady, 2017). Incorporar biomasa de cultivos en el suelo causa un impacto benéfico en las propiedades químicas, específicamente carbono orgánico, humus, elementos nutrientes como P, Mg y micronutrientes tales como Fe, Mn, Zn y Cu (Kwiatkowski *et al*., 2020). Por su parte, Celestina et al., (2019) mencionan que los abonos orgánicos como el estiércol bovino, composta y residuos vegetales diversos son utilizados frecuentemente en la producción agrícola, ya que representan una alternativa mejor que los fertilizantes químicos o inorgánicos, porque ayudan en la restauración de suelos degradados y mejorar las limitaciones fisicoquímicas del perfil edáfico. Orozco *et al.*, (2016) indican que las estrategias como la incorporación de abonos orgánicos provenientes de los residuos en las actividades agrícolas, por ejemplo compostas y

vermicompostas, pueden restablecer los procesos principales en términos biológicos, físicos y químicos del suelo.

El cálculo de dosis de biosólidos o estiércol bovino se basa en considerar el porcentaje de N total y la tasa de mineralización o descomposición del N, los cuales son indicadores de la cantidad de N orgánico que pasa a formas inorgánicas disponibles para los cultivos agrícolas (Flores *et al*., 2014.)**.** Dado que el N es el elemento más requerido por los cultivos agrícolas, la regulación ambiental de los EUA (US-EPA 2001) señala que la dosis puede calcularse con base en la cantidad de N en los lodos residuales o biosólidos que podría estar disponible para el cultivo. Se obtienen rendimientos similares o superiores con el uso de biosólidos que con fertilizantes químicos o inorgánicos, cuando se aplican dosis que cubren el requerimiento del cultivo. La mineralización es el proceso mediante el cual el N orgánico del suelo es transformado por los microorganismos del suelo a formas inorgánicas, amonio y nitrato (Weil & Brady, 2017; Binkley & Vitousek, 1989). Al estudiar la mineralización, debe considerarse la interacción de la biota del suelo con factores ambientales, ya que es una oxidación biológica del amonio hasta nitrato, efectuada por dos grupos de bacterias quimio-autótrofas. El primero lo conforman bacterias del género Nitrosomonas, las que oxidan amonio sólo hasta nitrito. El segundo grupo son bacterias del género Nitrobacter, las que completan la oxidación hasta nitrato. La nitrificación depende entre otros factores del pH, disponibilidad de amonio, humedad, temperatura, relación C:N, oxígeno y adecuada población microbiana en el suelo (Tisdale *et al.,* 1999).

Los métodos para evaluar la mineralización de N son útiles para conocer la cantidad de nitrógeno orgánico que pasa a inorgánico en un periodo de tiempo dado, para lo cual se realizan incubaciones con muestras de suelo, así mediante extracciones con KCl se calcula la cantidad de N liberado y es posible estimar la tasa de amonio y nitrato que se mineraliza durante el proceso de la incubación (Binkley & Vitousek, 1989; Stanford& Smith, 1972). Existen técnicas de laboratorio basadas en incubaciones anaeróbicas y aeróbicas, en las primeras a pesar de que no representan condiciones normales en el suelo, se utilizan para estimar nutrientes disponibles en los cultivos agrícolas. Las incubaciones aeróbicas consisten en incubaciones de diferente intervalo como ejemplos de 10 a 30 días, utilizando de 5 a 20 g de muestra y se colocan a temperatura de 25 °C (Binkley & Vitousek, 1989) donde se obtiene la mineralización neta potencial. También, es posible incubar directamente en el sitio al obtener la tasa neta de mineralización *in situ,* y se usan métodos como las bolsas enterradas, cilindros y trampas de resinas sintéticas (Westerman& Crothers 1980). La mayoría de las estimaciones de la contribución de N a través del proceso de mineralización del suelo, se basan en las incubaciones aeróbicas durante largos períodos de tiempo (Stanford& Smith, 1972). La mineralización de N es afectada por factores ambientales físicos como temperatura, humedad y aireación, por el contenido de nitrógeno del sustrato, tipo de compuestos orgánicos y por los microorganismos del suelo (Weil & Brady, 2017). También la mineralización de nitrógeno en suelos de zonas áridas es afectada por la disponibilidad

de C y N (Schaeffer *et al.,* 2003). La calidad de la materia orgánica es muy importante, esta se basa en la relación carbono/nitrógeno, así como la concentración de lignina, la cual afecta la cantidad y velocidad de mineralización de la materia orgánica. El objetivo del estudio fue evaluar la mineralización de N en suelos tratados con fertilizantes orgánicos mediante procesos de incubación en condición controlada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio incluyó un suelo agrícola de Samalayuca, Mpo. Juarez, Chihuahua, el cual fue cultivado con alfalfa durante tres años. Se utilizaron tres tipos de fertilizantes: lombricomposta, estiércol bovino y lodos residuales, los cuales se incubaron en cilindros de PVC (5 x 15 cm) durante ocho semanas (marzo a mayo, 2023) a temperatura ambiente (25 a 35 °C) y humedad suficiente para promover la actividad microbiana. Las muestras de suelo para análisis de N inorgánico fueron colectadas cada 10 días. Se utilizaron submuestras de 10 g para medir el N inorgánico y determinar la disponibilidad de N, indicativo de la mineralización en cada fertilizante. En el análisis de N fue con el método Kjeldahl de destilación por arrastre de vapor y titulación con ácido bórico (SEMARNAT, 2000).

A los datos de N mineralizado se les realizó análisis de normalidad con el método de Kolmogorov-Smirnov, análisis de varianza para un factor en diseño completamente al azar, prueba de promedios de la diferencia mínima significativa (DMS) utilizando un alfa de 0.05, y el programa SPSS 27.0, para el modelo exponencial: $\mathbf{N_m = N_o\,(1 - e^{-k * t})}$, donde: N_m es el N mineralizado en cierto periodo de tiempo; N_o es el N potencialmente mineralizable; e=2.7182; k es la constante de mineralización; t es el tiempo de incubación (Stanford& Smith, 1972).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos de abonos o fertilizantes orgánicos fueron diferentes en la cantidad de N mineralizado acumulado en el suelo durante el periodo de incubación (Figura 1). El fertilizante con la mayor cantidad de N liberado en el suelo fue el lodo residual que proviene del tratamiento de agua negra en Ciudad Juárez, este presentó 133 mg/kg de N inorgánico y fue significativamente mayor ($p<0.05$) seguido del tratamiento con la lombricomposta que produjo 89 mg/kg de N. Los tratamientos de menor cantidad fueron el suelo tratado con estiércol bovino y el control con 71 y 72 mg/kg de N. El lodo residual al tener mayor N orgánico (4 a 5%), podría explicar la mayor disponibilidad de N como producto de la mineralización dada por la intensa actividad microbiana, mientras que el estiércol inicialmente tuvo 1 a 1.5% de N total. La diferencia de 62 mg/kg entre el control y el mejor tratamiento indica el potencial de N liberado durante la incubación. Esta magnitud es base para el cálculo de dosis de aplicación en campo para lograr un potencial productivo de los cultivos agrícolas en la zona de estudio. Los datos de N mineralizado fueron ajustados a un modelo exponencial, el cual generó los coeficientes de regresión indicados en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Coeficientes de regresión para la ordenada al origen (B_o) y la pendiente (B_1) de un modelo exponencial utilizado para estimar el N mineralizado en función del tiempo para fertilizantes orgánicos. $N_m = B_o (1 - e^{-B1 * t})$.

Coeficiente	Control	Estiércol	Lodo residual	Lombricomposta
B_o	107.15	357.88	2562.68	130.11
B_1	0.02915	0.00594	0.00107	0.03024
R	0.9779	0.9994	0.9999	0.9758

Figura 1. Nitrógeno inorgánico ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) observado y predicho con un modelo logarítmico en el periodo de incubación para los tratamientos de fertilizantes orgánicos evaluados. C=control, Es=estiércol, LR=lodo residual, L=lombricomposta.

Las ecuaciones de regresión de cada tratamiento permitieron calcular cantidades de N mineralizado predicho máximo de 83, 95, 138 y 103 mg/kg de N inorgánico acumulado en el periodo de incubación (Figura 1). Estas tendencias de mineralización coinciden con diversos autores como Westermann (1980), así como lo reportado por Brady & Weil (2017) quienes indican que residuos orgánicos ricos en N que son agregados a los suelos pueden mineralizarse más rápido que la materia orgánica nativa del suelo y por ende, incrementar la cantidad de N disponible en el suelo.

CONCLUSIONES

La estimación de las cantidades de N mineralizado fue diferente significativamente entre los fertilizantes orgánicos evaluados. El tratamiento con lodo residual generó la mayor cantidad de N mineralizado en un periodo de incubación de 52 días, mientras que entre el control y el estiércol no se encontraron diferencias significativas. La información generada se considera de suma importancia y estratégica para caracterizar el potencial de fertilidad de los suelos cuando son tratados con enmiendas orgánicas, de tal forma que es posible realizar cálculos de dosis de aplicación adecuadas.

BIBLIOGRAFÍA

Binkley, D. & P. Vitousek. (1989). Soil nutrient availability. In: R. W. Pearcy, J. R. Ehleringer, H. A. Mooney, and P. W. Rundel (eds.). Plant physiological ecology. Field methods and instrumentation. Chapman and Hall. London. pp. 75-96.

Celaya-Michel, H., & Castellanos-Villegas, A. E. (2011). Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*, *29*(3), 343-356.

Celestina, C., Hunt, J. R., Sale, P. W., & Franks, A. E. (2019). Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. *Soil and Tillage Research*, *186*, 135-145.

Flores Márgez, J. P., Valero Córdoba, C., Osuna Ávila, P., Corral Díaz, B., Shukla, M. K., & Salazar Sosa, E. (2014). Textura del suelo y tipo de agua de riego en la disponibilidad de fósforo de estiércol bovino. *Terra Latinoamericana*, *31*(3), 211-220.

Kwiatkowski, C. A., Harasim, E., & Staniak, M. (2020). Effect of catch crops and tillage systems on some chemical properties of loess soil in a short-term monoculture of spring wheat. *Journal of Elementology*, *25*(1): DOI: 10.5601/jelem.2019.24.2.1837

Orozco Corral, A. L., Valverde Flores, M. I., Martínez Téllez, R., Chávez Bustillos, C., & Benavides Hernández, R. (2016). Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con biofertilización cultivado con manzano. *Terra Latinoamericana*, *34*(4), 441-456.

SEMARNAT (2000). Norma Oficial Mexicana: NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Consultada 15 de agosto 2023.

Schaeffer, S. M., Billings, S. A., & Evans, R. D. (2003). Responses of soil nitrogen dynamics in a Mojave Desert ecosystem to manipulations in soil carbon and nitrogen availability. *Oecologia*, *134*, 547-553.

Stanford, G. and Smith, S. (1972) Nitrogen Mineralization Potential of Soils. Soil Science Society of America Journal, 36, 465-472. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x

Tisdale, S., Nelson, W., Havlin, J. and Beaton, J. (1999) Soil Fertility and Fertilizers. An Introduction to Nutrient Management. 6th Edition, Prentice-Hall, Upper Saddle River, 503 p.

US-EPA. (2001). Regulations for using biosólidos in soils. Consultado 15 de agosto 2023. https://www.epa.gov/biosolids.

Weil, R.R. & N.C. Brady. (2017). The nature and properties of soils. Fifteenth edition. Pearson Inc.

Westermann, D. T., & Crothers, S. E. (1980). Measuring Soil Nitrogen Mineralization Under Field Conditions 1. *Agronomy Journal*, *72*(6), 1009-1012.

EFECTO DE LA ORIENTACIÓN Y ALTITUD EN LA TEMPERATURA DEL SUELO EN UN VALLE DE ALTA MONTAÑA TROPICAL DEL CENTRO DE MÉXICO

Alma Bella López-López[1]*; Lorenzo Vázquez-Selem[2]; Gerardo Cruz Flores[3]; Christina Siebe[4]

[1y 3]Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México, Batalla 5 de Mayo Esq. Fuerte de Loreto s/n. Col. Ejército de 14 Oriente. Alcaldía Iztapalapa, CdMx 09230, Mexico. *almabella_lolo@comunidad.unam.mx; [2]Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CdMx 04510, México; [3]Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, CdMx 04510, México

RESUMEN

La temperatura del suelo superficial (Tss) regula procesos ecológicos y edáficos. El objetivo de este trabajo fue analizar las variaciones espaciales de la Tss en laderas de exposición opuesta (solana vs umbría) a lo largo de un gradiente altitudinal (3000-4300 m) en un valle de alta montaña tropical (Iztaccíhuatl). Se realizaron modelos de exposición y radiación en un SIG, que mostraron que las laderas de solana (11 173 227 Wh m^2) presentan mayor radiación anual acumulada que las de umbría (9 082 673 Wh m^2). En cada sitio se registró la Tss cada 30 minutos con sensores de temperatura a 10 cm de profundidad durante un año (marzo 2019 - marzo 2020). Con los datos de los sensores se construyeron envoltorios de probabilidad del 75% para analizar la variación diurna, mensual y la marcha anual de la Tss a lo largo del gradiente altitudinal y en umbría vs solana. Entre 4000 y 3000 msnm la diferencia de temperatura media anual es de 3.2°C en laderas de solana y de 5.7°C en laderas de umbría. Al comparar laderas opuestas de igual altitud, las temperaturas medias anuales son 1-4 °C más altas en laderas de solana que en las de umbría. Estadísticamente la Tss difiere entre laderas de umbría y de solana en los meses invernales (diciembre, enero y febrero) a 3000, 3800 y 4000m. Esto sugiere que las diferencias de orientación, y no solo de altitud, son determinantes en el régimen de temperatura del suelo de las altas montañas tropicales.

PALABRAS CLAVE: *Umbría, Solana, Temperatura del suelo, Alta montaña, Iztaccíhuatl.*

INTRODUCCIÓN

La temperatura del suelo (Ts) incide sobre el cambio climático, a través del intercambio de carbono, es clave en la conductividad hidráulica, la infiltración, la retención de agua, la escorrentía, el ciclo del nitrógeno y del fósforo (Santos et al., 2019). Regula procesos ecosistémicos como la actividad microbiana, la descomposición de la materia orgánica, los procesos biogeoquímicos, la germinación de semillas, el crecimiento de plantas y la mineralización (Reach et al., 2001; Chun-Chih et al., 2004). Pese a su importancia ecológica, la Ts rara vez se mide y comúnmente se infiere a partir de la temperatura atmosférica. Sin embargo, este enfoque puede no reflejar la verdadera dinámica de la Ts. La Ts está controlada por una variedad de factores que covarían, como

la topografía (altitud y exposición de ladera), factores meteorológicos (radiación, temperatura del aire y capa de nieve), propiedades físicas y biológicas del suelo y la vegetación (Santos et al., 2019; Trask et al., 2020). Se sabe que los suelos expuestos al sur reciben mayor radiación en el hemisferio norte, alterando las tasas de evapotranspiración, la humedad y los ciclos de secado del suelo (Binkley y Fisher, 2020). En la Sierra Nevada la mayoría de los valles tienen una orientación E-W en la vertiente occidental y W-E en la vertiente oriental de la sierra, de manera que presentan laderas de exposición contrastantes en un amplio rango altitudinal, por lo que en sus valles se puede estudiar la variación de la temperatura del suelo en función de la altitud y la orientación. En este trabajo se evaluó la variabilidad de la temperatura del suelo en función de la altitud de 3000 m a 4300 m; y en función de la exposición de la ladera: sur (solana) y norte (umbría), en un valle del Iztaccíhualtl, una alta montaña del norte de los trópicos (19°N).

MATERIALES Y MÉTODO

El estudio se realizó en el valle de Alcalica, que se extiende entre 4650 m y 2800 m en el suroeste del Iztaccíhuatl. Este valle corre de este a oeste y es geomorfológicamente similar a muchos otros valles de la Sierra Nevada.

Se creó un modelo de radiación solar acumulada (watt hora metro^{-2}) para cada mes del año y un mapa de orientación de ladera en un SIG ArcMap 10.3. Como base topográfica se utilizaron los datos vectoriales de INEGI 1:50,000 y la extensión del programa llamada "Solar Radiation". En el valle de Alcalica se instalaron sensores de temperatura tanto en ladera umbría como de solana a 3000, 3400, 3800, 4000 y 4300 m de altitud. En cada sitio, en el lomo de ladera se colocó a 10 cm de profundidad de la superficie un data logger (HOBO Pendant Temperature Data Logger) con precisión de ±0.47°C, para medir la temperatura superficial del suelo (Tss). La Tss se refiere a la temperatura entre el suelo y alrededor de 30 cm de profundidad, donde se manifiestan oscilaciones diurnas, mensuales y estacionales de la temperatura (Liu y Luo, 2011; Trask et al., 2020; Soto y Delgado, 2020). Los datos fueron registrados cada 30 minutos de marzo de 2019 a marzo de 2020, con lo cual se obtuvo un ciclo anual completo de datos. Todos los sitios de umbría presentan orientaciones Norte y los de solana orientación Sur. La única excepción es el sitio de ladera de umbría a 4300, que tiene una orientación NW, ya que ese sector del valle consiste sobre todo de paredes de roca verticales y no se encontró ningún sitio accesible de orientación Norte. La pendiente en todos los sitios oscila entre 23 y 33°. Con los datos diarios de temperatura se construyeron envoltorios de probabilidad del 95% para analizar la variación diurna, mensual y la marcha anual de la Tss, tanto en ladera umbría como en ladera solana en R (R Development Core Team, 2020).

RESULTADOS

El valle de Alcalica exhibe superficies orientadas principalmente hacia el N, S, y SW, representando el 80% del valle. La mayor parte del año las laderas orientadas al sur reciben más radiación solar, pero de mayo a julio, cuando el sol incide desde el zenit (o incluso con inclinación desde una posición al norte del zenit) son las laderas orientadas al norte las que reciben más radiación. Los meses con menor radiación en laderas norte son noviembre y diciembre y finalmente cuando se compara la radiación anual acumulada, ésta difiere entre la umbría (9 082 673 Wh m^{-2}) y la solana (11 173 227 Wh m^{-2}).

En el periodo analizado de marzo de 2019 a marzo de 2020, las temperaturas medias mensuales más altas se presentaron de mayo a septiembre en la mayoría de los sitios, aunque en laderas de solana a 3800, 4000 y 4300 msnm el máximo ocurrió entre marzo y mayo. Las medias mensuales más bajas corresponden a los meses de noviembre a febrero, excepto en laderas de solana a 3800 y 4000 msnm, donde la temperatura media más baja fue de junio a septiembre. Cuando se comparan laderas de una misma orientación a lo largo del gradiente altitudinal, se observa un descenso de la temperatura con la altitud más pronunciado en laderas de umbría.

Figure 1. Rango anual de la temperatura del suelo en laderas de exposición contrastante de 3000 a 4300m en el valle de Alcaliza, Iztaccíhuatl. La temperatura fue medida a 10 cm de profundidad de marzo 2019 a marzo 2020. Se muestran envoltorios del 0.75 de probabilidad en rojo para ladera solana y en azul para ladera umbría.

Entre 4000 y 3000 msnm la diferencia de temperatura media anual es de 3.2°C en laderas de solana y de 5.7°C en laderas de umbría. Al comparar laderas opuestas de igual

altitud, las temperaturas medias anuales son entre 1 y 4 °C más altas en laderas de solana que en las de umbría. A nivel mensual esta diferencia es más marcada a 3800 y 4000 msnm durante los meses invernales. Sin embargo, en los meses de verano las diferencias umbría-solana se reducen e incluso las temperaturas son ligeramente más altas en laderas de umbría a 4000, 3800 y 3400 msnm. Los envoltorios de probabilidad del 0.75 mostraron que en invierno (diciembre, enero y febrero) la temperatura del suelo fue estadísticamente diferente entre laderas de umbría y solana, a 3000, 3800 y 4000 msnm. Estas diferencias no se registraron a 3400 msnm, donde la vegetación de bosque de *Abies* es muy similar en ambas laderas, ni a 4300 msnm (figura 1). Debe notarse que el sitio de umbría a 4300 msnm, debido a su orientación NW recibe mayor radiación solar y presenta temperaturas más altas (media anual 5.9°C) que el sitio con orientación N a 4000 msnm (4.5°C).

DISCUSIÓN

En el valle de Alcalica las laderas de solana reciben alrededor de 20% más de radiación al año que las de umbría. En un valle de Pennsylvania, las laderas de exposición sur reciben ~40% más de energía solar que las laderas orientadas al norte, lo que representa 1°C más en la solana que en la umbría (Fan et al., 2020). La oscilación de la Tss es mayor en umbría que en solana, debido a que un mayor contenido de humedad en la primera retrasa el calentamiento del suelo en primavera, pero acentúa una disminución de la temperatura en invierno. El único sitio con Tss por debajo del punto de congelación fue en umbría a 4000 m durante el invierno. Ahí el calentamiento del suelo en primavera ocurre de forma gradual y alcanza su punto máximo en junio, a diferencia de la solana, donde ocurre en febrero y marzo. Al respecto Liu & Luo (2011) describen que el calentamiento del suelo en primavera ocurre de 20 a 30 días más tarde en laderas de exposición norte que en las expuestas al sur, lo que asocian con una mayor cubierta de nieve en la ladera orientada al norte.

Conforme descendemos en altitud, la cobertura forestal es un factor que cobra importancia en el control de la Tss. La presencia de densos bosques amortigua las diferencias en la Tss entre laderas de umbría y solana a 3400 m. El dosel de los árboles y el horizonte orgánico protegen el suelo de las temperaturas de verano excesivamente altas interceptando la radiación solar, y reducen la tasa de pérdida de calor del suelo durante el invierno. En este rango altitudinal domina *Abies religiosa*. Se conoce que esta especie tiene un índice del área de la hoja (LAI) y del follaje mayor, de 2 a 5.6 veces mayor que el de *Pinus hartwegii* (Pérez-Suárez et al., 2008; Bolaños-Sánchez et al., 2021). Es decir que *A. religiosa* representa mayor área expuesta y, por lo tanto, disminuye la radiación solar que llega a la superficie. Este fenómeno no ocurre igual a 3000 m, donde la temperatura diaria y mensual difieren significativamente con una $P<0.05$ entre umbría y solana por más tiempo en el año, en particular de noviembre a marzo (figura 1). En sitios a 3000 m, por su cercanía con los poblados, los recursos forestales e hídricos son utilizados con mayor frecuencia y en consecuencia el bosque es menos denso. En Zoquiapan, al norte de Sierra Nevada, se ha observado una disminución del 22.9 % en la cobertura de

los bosques de *A. religiosa* e incremento de los claros del bosque; con ello, los parches aislados de *A. religiosa* son cada vez más frecuentes (Montoya et al., 2020). Este tipo de vegetación es la preferida por recolectores de hongos, recursos maderables, y por lo tanto está sujeto a mayor perturbación (Franco Maass et al., 2016).

CONCLUSIONES

Se concluye que la temperatura diaria del suelo es distinta entre ladera umbría y solana durante los meses invernales (noviembre a enero) entre 3000 y 4000 m de altitud. Un ligero cambio en la exposición (NW) a 4300 y cobertura forestal (3400m) reducen estas diferencias de temperatura entre laderas. Existe una disminución más acentuada de la temperatura con la altitud en las laderas de umbría (diferencia media anual de 5.52 °C) que en las de solana (3.09°C). Las diferencias en la temperatura podrían incidir en la germinación y establecimiento de la vegetación. En la solana, una mayor radiación podría estar asociada con los incendios forestales y, en consecuencia, en la estabilidad de estas laderas. Incluso, pequeñas diferencias en la temperatura podrían modificar el intemperismo de las cenizas volcánicas y las vías de desarrollo pedogenético.

BIBLIOGRAFÍA

Binkley, D., Fisher, R. 2020. Physics in forest soils: soil structure, water, and temperature. En D. Binkley, & R. F. Fisher, Ecology and management of forest soils (págs. 83-108). USA: Wiley Blackwell.

Bolaños-Sánchez, C., Padro-Hernández, J., Silván-Cárdenas, J., Vázquez-Peña, M., Madriga-Gómez, J., Martínez-Ruiz, A. 2021. Estimating Rainfall Interception of Pinus hartwegii and Abies religiosa Using Analytical Models and Point Cloud. Forests, 12:866.

Chun-Chih, T., Zueg-Sang, C., Chang-Fu, H. 2004. Relationships between soil properties and slope position. Geoderma, 123:131-142.

Fan, B., Tao, W., Qin, G., Hopkins, I., Zhang, Y., Wang, Q., Guo, L. 2020. Soil micro-climate variation in relation to slope aspect, position, and curvature in a forested catchment. Agricultural and Forest Meteorology, 290: 107999.

Franco Maass, S., Burrola-Aguilar , C., Arana Gabriel, Y., García-Almaraz, L. 2016. A local knowledge-based approach to predict anthropic harvesting pressure zones of wild edible mushrooms as a tool for forest conservation in Central Mexico. Forest Policy and Economics, 73: 239-250.

Liu, X., Luo, T. 2011. Spatiotemporal Variability of Soil Temperature and Moisture across two Contrasting Timberline Ecotones in the Sergyemla Mountains, Southeast Tibet. Arctic, Antarctic, and Alpine Research, 43 (2):229-238.

Montoya, R., Guzmán-Plazola, R., López-Mata, L. 2020. Fragmentation dynamics in an Abies religiosa forest of central Mexico. Canadian Journal of Forest Research, 50: 680-688.

Pérez-Suárez, M., Fenn, M., & Cetina-Alcalá, V. 2008. The effects of canopy cover on throughfall and soil chemistry in two forest sites in the México City air basin. Atmósfera, 21:83-100.

Reach J. A., Reeves R. W., Hendricks D. M. 2001. The influence of slope aspect on soil weathering processes in the Springerville volcanic field, Arizona. Catena, 43: 49-62.

Santos, F., Abney, R., Barnes, M., Bogie, N., Ghezzehei, T., Jin, L., Berhe, A. 2019. The role of the physical properties of soil in determining biogeochemical responses to soil warming. En J. Mohan, Ecosystem consequences of soil warming (págs. 209-244). USA: Elsevier Academic Press.

Soto, V. H., Delgado G., H. 2020. Dos años de observaciones de temperatura superficial del aire y del suelo en la vertiente norte del volcán Pico de Orizaba, México. Acta universitaria, 30:1-16.

Trask, J., Devine, S., Fogg, G. 2020. Soil temperature survey in a mountain basin. Geoderma, 367:1-16.

EFECTO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO SOBRE ALMACENES DE CARBONO, NITRÓGENO Y FÓSFORO DE CALAKMUL, CAMPECHE

Virginia Santana-Pérez[1]; Brenda Leticia Ordaz Herrera[1]; Pauline Santana-Pérez[1]; Mariana Yólotl Álvarez-Añorve[2]; Luis Daniel Ávila-Cabadilla[2]; Ángel E. Bravo-Monzón[1]; Cristina Montiel-González[1*]

[1] El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), Unidad Campeche, Av. Rancho Polígono 2-A, Ciudad Industrial, Lerma, C.P. 24500, Campeche, Camp., México. *cristina.montiel@ecosur.mx; [2] Facultad de estudios Superiores Iztacala, UNAM, Avenida de los Barrios Número 1, Colonia Los Reyes Ixtacala, Tlalnepantla, Estado de México, C.P. 54090.

RESUMEN

La pérdida de nutrientes por la degradación de los suelos es una consecuencia del cambio de uso de suelo. En la Reserva de la Biósfera de Calakmul, los cambios de uso de suelo han originado un paisaje con suelos de diferentes tiempos y tipos de uso. Se evaluó si los cambios de uso de suelo han ocasionado pérdidas en el tamaño de los almacenes de carbono, nitrógeno y fósforo (C, N, P) de la selva de Calakmul. Se tomaron muestras compuestas en cuatro sitios que componen un gradiente de uso y se compararon los contenidos de C, N y P entre sitios. Se observó que los tamaños de los almacenes de C y P fueron más pequeños en los sitios con uso de suelo en comparación del sitio conservado. En el sitio de tala moderada los nutrientes exhibieron valores menores respecto al sitio conservado. En el sitio de sucesión secundaria >25 años, el almacén de N presentó el mayor tamaño y los almacenes de C y P fueron iguales respecto al de tala moderada. A su vez, el sitio de sucesión secundaria >15 años presentó el menor tamaño en todos los almacenes, además otros parámetros analizados también fueron los más bajos en este. Por último, los resultados en el almacén de P sugieren que es el más limitante de los nutrientes estudiados y el más vulnerable ante cambio de uso de suelo.

PALABRAS CLAVE: *Bosque tropical húmedo*; *Gradiente de perturbación; Almacenes de nutrientes*.

INTRODUCCIÓN

La Reserva de la Biósfera de Calakmul (RBC), ha sufrido importantes transformaciones que se remontan a la civilización maya, la posterior colonización y, más recientemente a la migración de varias partes de la república mexicana; que trajo nuevas tecnologías y costumbres de uso del suelo. Hoy por hoy, muchos de los sitios que en el pasado servían para aprovechamiento agrícola y forestal, se han destinado a conservación. Esto, ha ocasionado que los paisajes posean características únicas que se ven reflejadas en un gradiente del que se puede obtener nueva información en diferentes escenarios y así, generar estrategias para su conservación.

En la región de la RBC, los estudios sobre almacenes de nutrientes asociados a perturbación son muy escasos y se centran en el estudio del carbono. Por ejemplo,

Sandoval (2013) reportó el efecto de las prácticas de manejo forestal de los acahuales sobre los almacenes de carbono, comparando la diversidad de especies arbóreas entre acahuales con diferentes manejos vs. acahuales sin intervención; por su parte, Raj y colaboradores (2018) analizaron los almacenes y transferencias de carbono en diferentes etapas sucesionales. Sin embargo, se requiere generar información de cuantificación de los tamaños de los almacenes para otros macronutrientes responsables del sustento de la productividad primaria, como son el nitrógeno y fósforo (N y P), lo cuales no han sido reportados para la RBC. Este trabajo tiene por objetivo dar respuesta a ¿Cómo el uso de suelo ha afectado el tamaño de los almacenes de C, N y P, en un gradiente de uso de suelo?

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la zona de la RBC, ubicada al centro y sur de la Península de Yucatán. La vegetación predominante es la selva mediana subperennifolia y los suelos más abundantes son las rendzinas y litosoles.

Para el muestreo de suelo se eligieron cuatro sitios que representan un gradiente de cambio de uso de suelo con características contrastantes y que se clasificaron como: 1) sitio conservado (NB1) corresponde a ecosistema de selva mediana superennifolia; 2) sitio con tala moderada (VN) el cual conserva su vegetación original, pero está sujeto a disturbios que podrían causar degradación forestal; 3) sitio con vegetación secundaria dirigida (km120), hace más de 25 años se le daba un uso agrícola y antes de abandonarlo se introdujeron especies vegetales de la familia Fabaceae; y 4) sitio de vegetación secundaria natural (CC), hace más de 15 años le daban uso agrícola, fue abandonado y se ha regenerado sin intervención humana. En cada sitio se estableció una parcela de 50 m de largo (norte-sur), por 20 m de ancho (oeste-este). La cual, fue subdivida en 10 cuadrantes internos (C1-C10), cada uno de 10 x 10 m y en donde se cuantificó el porcentaje de Fabáceas como indicador de perturbación. Para la obtención de muestras de suelo, se utilizó un nucleador de 8 cm de diámetro por 15 cm de profundidad. Se tomaron 3 muestras compuestas de suelo para análisis de nutrientes, en cada sitio, constituidas por 3 cuadrantes que presentaran una mayor similitud en el porcentaje de área basal de Fabáceas. Así mismo se tomaron 3 núcleos intactos en cada parcela para el cálculo de la densidad aparente y posterior cálculo de almacenes de nutrientes. Se obtuvieron un total de 12 muestras compuestas para los cuatro sitios.

Para la determinación del almacén de carbono se utilizó un analizador de C (TOC). Para el CT se siguió el método coulométrico y para la forma de CIT fue a través del módulo inorgánico que utiliza H_2SO_4. El COT fue determinado con la resta de CT menos CIT. Las formas de N y P se determinaron con un autoanalizador, después de una digestión ácida con H_2SO_4 y H_2O_2 y mezcla digestora de K_2SO_4 y $CuSO_4$. El NT se determinó por el método macro-Kjeldahl y el PT por el método colorimétrico de molidato de amonio.

Para los análisis estadísticos se utilizó la prueba Kruskal Wallis ($p<0.050$) para las variables físico-químicas y la prueba Mann-Whitney U Test ($p<0.050$) para las diferencias entre pares de sitios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los almacenes de CT y COT del sitio conservado y el de tala moderada presentaron diferencias significativas (almacén más pequeño en el sitio de tala moderada; Figura 1) lo que sugiere que la intensidad de la tala está ocasionando pérdidas al ecosistema (Asner et al., 2004). Los sitios de sucesión secundaria presentaron diferencias significativas entre sí, lo que podría estar ampliamente relacionado con la diferencia en la etapa de sucesión en la que se encuentran (Aryal, 2014). Los resultados del contenido de C en el suelo sugieren que después de los 25 años, este almacén se ha ido recuperando, lo que difiere con lo registrado en Vaccaro et al., (2003) donde el contenido de C del suelo en la sucesión secundaria disminuyó después de los 12 años de sucesión. Sin embargo, Mendoza-Vega & Messing, (2005) reportaron un aumento de carbono orgánico en el suelo a través del tiempo de la sucesión. Esta dualidad de registros sugiere que no solo la edad de la sucesión es importante en la recuperación de los nutrientes, sino, la recuperación de los procesos ecológicos como la descomposición, además de la intensidad del uso previo al abandono (Aryal, 2014).

Figura 1. Media ± ee de los valores de contenido (gC/m² de suelo) de Carbono Total y Carbono Orgánico Total (COT) de suelo, de los sitios de estudio: NB1 conservado; VN tala moderada; CC sucesión secundaria >15 años y Km120 sucesión secundaria >25 años.

El sitio de tala moderada presentó un tamaño de almacén de N inferior al del sitio conservado; lo que sugiere, una vez más, que la intensidad de la tala está ocasionando pérdidas al ecosistema (Asner et al., 2004). Los sitios de sucesión secundaria presentaron

diferencias significativas, siendo el de más tiempo de sucesión el almacén de mayor tamaño (incluso que el sitio conservado; Figura 2).

En el sitio de menos tiempo de sucesión (CC), se encontraron los mayores porcentajes de Fabáceas (fijadoras de N). Sin embargo, este presentó el menor tamaño de almacén de N. Una posible explicación de esto es que como en CC el contenido de CO es mínimo y el porcentaje de humedad es bajo, las comunidades microbianas heterótrofas que necesitan este nutriente para llevar a cabo los procesos de descomposición, no tienen una fuente de energía suficiente para metabolizar la MO (Rodríguez et al., 2006), de modo que, es posible que estas comunidades heterótrofas estén limitadas por CO y agua, lo cual podría estar abriendo paso a un recambio hacia comunidades autótrofas que utilizan otras fuentes de energía como el N (Hernández-Becerra, 2014). Esto podría favorecer procesos regulados por comunidades microbianas autótrofas, como son los procesos de nitrificación>desnitrificación>volatilización del N_2 y la consecuente pérdida del N del ecosistema, en forma de gas.

Figura 2. Media ± ee de los valores de contenido de Nitrógeno Total (gNT/m^2) de suelo, de los sitios de estudio: NB1 conservado; VN tala moderada; CC sucesión secundaria >15 años y Km120 sucesión secundaria >25 años.

Figura 3 Media ± ee de los valores de contenido de Fósforo Total (gPT/m²) de suelo, de los sitios de estudio: NB1 conservado; VN tala moderada; CC sucesión secundaria >15 años y Km120 sucesión secundaria >25 años.

Los resultados de los almacenes de P fueron los más bajos de los tres nutrientes estudiados, como corresponde con la teoría de la estequiometría ecológica de Sterner y Elser, (2002). El sitio conservado obtuvo los valores de contenido más altos, con menos de 10 g de PT por m². El sitio con tala moderada (VN) y el sitio con sucesión secundaria >25 años (km120) presentaron el mismo tamaño para este almacén, lo que podría ser resultado de que VN esté teniendo pérdidas debido al uso, y/o que el almacén de P en km120 esté recuperándose con el tiempo de sucesión y acercándose a los valores del sitio conservado. A su vez, el sitio con sucesión secundaria reciente fue el más limitado en este nutriente con tan solo 3 g de PT por m². Sin embargo, los resultados obtenidos no son suficientes para dilucidar si es debido a las características sitio-específicas o en relación al tiempo de sucesión.

CONCLUSIONES

El cambio de uso de suelo ocasionó efectos negativos en el tamaño de los almacenes de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo totales del suelo. Los almacenes de nutrientes en el sitio con uso moderado fueron los más similares al sitio conservado. En comparación, los sitios donde se removió la vegetación primaria y se estableció agricultura tradicional, presentaron almacenes de nutrientes más pequeños. Los almacenes de nutrientes fueron inferiores en el sitio con menos tiempo de abandono (CC). Mientras que se encontraron en mayor tamaño para el sitio con el mismo tipo de uso, pero más tiempo de abandono (km120). Los resultados no permiten concluir si esto se debe al tiempo de sucesión o a la participación antrópica en km120.

Para los cuatro sitos, el almacén de P resultó ser el más limitante de todos, debido a las características físicas de los suelos calcáreos que promueven la baja disponibilidad de este nutriente. Se sugiere que las formas asimilables se encuentren aún más limitadas, lo que posiciona al P como la variable más vulnerable al cambio de uso de suelo.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto "Potenciales detonantes de enfermedades en paisajes tropicales" CONACyT, No. CB-40809, 2022-2019 y al proyecto "Enfermedades de árboles en un bosque naturalmente fragmentado (Petenes de Selva): una aproximación desde la epidemiología del paisaje (PAPIIT, UNAM, No. IN229920, 2022-2020. Al técnico de campo Samuel Torres.

BIBLIOGRAFÍA

Asner, G. P., Keller, M., & Silva, J. N. M. (2004). Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. Global Change Biology, 10(5), 765-783.

Hernández-Becerra, N. (2014). Dinámica de C, N y P y composición de la comunidad bacteriana del suelo en un gradiente de manejo agrícola en el Valle de Cuatro Ciénegas, Coahuila (Tesis de licenciatura), Escuela Nacional de Estudios Superiores, UNAM.

Mendoza-Vega, J., & Messing, I. (2005). The influence of land use and fallow period on the properties of two calcareous soils in the humid tropics of southern Mexico. Catena, 60(3), 279-292.

Sandoval, A. V. (2013). Efecto del manejo forestal en el contenido de carbono en vegetación y suelo de acahuales de Calakmul, México (Doctoral dissertation, El Colegio de la Frontera Sur). SEMARNAP-PNUMA. (2002). Conservación y aprovechamiento sustentable de los bosques tropicales húmedos de América Latina y el Caribe. Foro en el ámbito del Plan de Acción Regional para el periodo 2000-2001.

Raj Aryal, D., Gómez Castro, H., Carmen García, N. D., José Ruiz, O. D. J., Molina Paniagua, L. F., Jiménez Trujillo, J. A., & Guevara Hernández, F. (2018). Potencial de almacenamiento de carbono en áreas forestales en un sistema ganadero. Revista mexicana de ciencias forestales, 9(48), 150-180

Rodríguez, Z., Boucourt, R., Rodríguez, J., Albelo, N., Nuñez, O. & Herrera, F. (2006). Aislamiento y selección de microorganismos con capacidad de degradar el almidón. Revista Cubana de Ciencia Agrícola, 40(3), 349-354.

EFECTO DEL MANEJO FORESTAL EN PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN SANTA MARÍA JALTIANGUIS, OAXACA, MÉXICO

Nayeli Victoria Garcia[1*]; César Valenzuela-Encinas[1]; Elizabeth Gonzáles-Terreros[1]; Martha Angélica Bautista-Cruz[2]

[1] Universidad de la Sierra Juárez. Avenida Universidad S/N, Ixtlán de Juárez C.P. 68725. Oaxaca, México * nayelivictoria3@gmail.com; [2] Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca. Hornos No. 1003, Col. Noche Buena, Municipio de Santa Cruz Xoxocotlán C.P. 71230. Oaxaca, México.

RESUMEN

El suelo es de vital importancia para la vida humana, el desarrollo de plantas, bosques y biodiversidad, así como para los ciclos biogeoquímicos. Lamentablemente, el suelo es un recurso vulnerable que se degrada rápidamente. Las actividades de manejo forestal, el cambio de tipo de bosque y la productividad pueden afectar las propiedades del suelo. Este estudio evaluó el impacto del manejo forestal en propiedades físicas y químicas del suelo en Santa María Jaltianguis, Oaxaca. Se analizaron cuatro años consecutivos y dos profundidades del suelo. Los resultados mostraron que la densidad aparente (1.24 gcm^{-3}) fue menor en el sitio testigo y mayor en la fracción subsuperficial. La porosidad del suelo fue mayor en el sitio testigo y en la fracción superficial (53.21%). El pH del suelo fue ácido, pero los sitios bajo manejo forestal mostraron valores más altos (4.14 - 7.60). La materia orgánica fue mayor en el sitio testigo (33.68 %). Los macronutrientes tuvieron diferencias según el año y la profundidad. La influencia del manejo forestal en la disponibilidad de nutrientes es compleja y dinámica. Aunque el manejo forestal puede afectar las propiedades del suelo, se observa que, en este caso, con el manejo forestal extensivo, se logra una gradual recuperación con el tiempo. Aun así, la investigación en esta área requiere un monitoreo constante del suelo y sus funciones ecológicas a lo largo del tiempo. Esto es esencial para asegurar una productividad maderable sostenible a largo plazo sin comprometer la calidad del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Bosques templados; Calidad de suelo; Conservación; Silvicultura comunitaria; Suelo forestal*

INTRODUCCIÓN

El suelo desempeña un papel importante en la vida humana, ya que funciona como un soporte para el desarrollo de plantas, el crecimiento de bosques y la preservación de la biodiversidad. Además, influye en la calidad de los sitios y desempeña un papel vital en los ciclos biogeoquímicos (Bautista-Cruz *et al*., 2004; FAO, 2018; Binkley y Fisher, 2012). A pesar de que el suelo se forma gradualmente a lo largo de extensos periodos, es importante resaltar que su degradación puede ocurrir en periodos demasiado cortos (Bautista-Cruz *et al*., 2004).

El manejo forestal comprende la planificación, implementación y evaluación de acciones que permitan mantener la salud y la productividad del bosque de manera sostenible, contribuyendo así a su preservación a largo plazo (Aguirre-Calderón, 1997; Schmithüsen, 2012). Sin embargo, aunque el manejo forestal trae múltiples beneficios, las actividades pueden generar un impacto en la calidad de los suelos (Rodríguez-Rivera *et al*., 2018). Aunque es inevitable que estas prácticas generen impactos, los efectos en el suelo forestal pueden ser tanto negativos como positivos (FAO, 2012).

No obstante, siguen siendo pocos las investigaciones que tomen en cuenta el efecto de las perturbaciones en las propiedades del suelo. Por ello, el objetivo de este estudio es evaluar el impacto del manejo forestal sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo en áreas sujetas al Método Mexicano de Desarrollo Silvícola (MMOBI) en la comunidad de Santa María Jaltianguis, Ixtlán, Oaxaca. Este análisis nos proporcionará información para mejorar las estrategias de manejo forestal y conservación del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localizó en la zona de aprovechamiento forestal de Santa María Jaltianguis, ubicada en la región de la Sierra Norte, Oaxaca, México (INEGI, 2010). La comunidad cuenta con un programa de manejo forestal bajo el sistema silvícola irregular MMOBI, iniciado en el 2017. El estudio se realizó en los primeros cuatro años (2017-2020). Se escogieron dos sitios aleatorios para cada año y un sitio testigo sin intervención antrópica, que funcionó como referencia. En cada uno de los sitios, se colectaron muestras de suelo en cinco puntos a dos profundidades (0-20 cm y 20-40 cm) (Bautista-Cruz y del Castillo, 2005), tomadas en los meses de agosto y septiembre de 2022. Se analizó la densidad aparente del suelo usando el método del terrón con parafina, la materia orgánica con el método analítico de Walkley y Black, y la porosidad indicados en la NOM-021-RECNAT-2000. Los nutrientes (K, Ca, Mg y Na) se cuantificaron por la técnica de espectroscopia (ICP). El pH del suelo y la conductividad eléctrica se midió en una suspensión de suelo:agua (1:2) usando un potenciómetro. Los datos fueron sometidos a un análisis de estadística descriptiva, pruebas de normalidad y homogeneidad de varianza. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con un nivel de significancia del 95% ($p < 0.05$) y una comparación de medias con la prueba de Tukey ($p < 0.05$) utilizando el programa R 4.2.3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cuadro 1 se presentan los resultados físicos y químicos promedio obtenidos de los sitios analizados. En este análisis se ha evidenciado que el aprovechamiento forestal incide de manera indirecta en las propiedades del suelo. Esto puede deberse a que, durante la extracción, se remueve hasta 50% del mantillo y pueden producirse cambios en los primeros 10 cm (Valladares-Samperio y Galicia-Sarmiento, 2019).

La densidad aparente del suelo fue más baja en el sitio testigo en comparación con los otros sitios y mayor en la fracción subsuperficial. El análisis de varianza reveló que los

años y las profundidades del suelo tuvieron efectos significativos ($p < 0.05$) en la densidad aparente del suelo. La porosidad del suelo nos indica la capacidad del suelo para retener agua y permitir la circulación del aire. La porosidad fue más alta en el sitio testigo y tiende a ser mayor en la fracción superficial. Los años y la profundidad del suelo tienen efectos significativos ($p < 0.05$) en la porosidad del suelo.

Cuadro 1. Valores promedio (error estándar) de las propiedades físicas y químicas de suelos colectados en la comunidad de Santa María Jaltianguis, Oaxaca.

Variable	Testigo		Año 2017		Año 2018		Año 2019		Año 2020	
	Profundidad									
	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm	0-20 cm	20-40 cm
Densidad aparente gcm^{-3}	1.24 (0.06)	1.48 (0.08)	1.37 (0.04)	1.42 (0.05)	1.26 (0.04)	1.35 (0.02)	1.22 (0.02)	1.28 (0.02)	1.32 (0.02)	1.39 (0.02)
Porosidad %	53.21 (2.15)	44.29 (2.92)	50.45 (0.97)	45.74 (1.51)	52.58 (1.40)	49.02 (1.55)	53.91 (0.90)	51.59 (0.86)	50.35 (0.81)	47.47 (0.83)
pH	4.14 (0.13)	4.43 (0.15)	5.05 (0.07)	5.37 (0.07)	7.42 (0.10)	7.60 (0.07)	5.71 (0.23)	6.05 (0.22)	5.85 (0.12)	5.97 (0.12)
Conductividad eléctrica dSm^{-1}	0.07 (0.00)	0.05 (0.00)	0.04 (0.00)	0.02 (0.00)	0.02 (0.00)	0.01 (0.00)	0.05 (0.01)	0.03 (0.00)	0.05 (0.00)	0.03 (0.00)
Materia orgánica %	33.68 (1.30)	18.27 (1.12)	17.02 (1.12)	12.16 (0.43)	24.54 (0.58)	16.84 (0.57)	25.97 (1.16)	20.59 (2.03)	27.76 (1.22)	20.15 (0.80)
Ca $mgkg^{-1}$	109.74 (21.68)	130.7 (8.94)	121.74 (10.16)	126.1 (9.71)	88.32 (8.06)	110.59 (11.92)	32.72 (2.86)	33.89 (2.57)	34.14 (2.45)	33.79 (2.82)
K $mgkg^{-1}$	320.03 (28.5)	405.9 (26.0)	408.5 (19.0)	463.6 (20.0)	377.4 (26.8)	427.35 (30.44)	168.6 (9.00)	189.88 (11.94)	181.01 (12.01)	185.46 (11.33)
Mg $mgkg^{-1}g$	8.03 (1.33)	8.29 (0.88)	6.87 (0.36)	8.34 (0.67)	6.76 (0.30)	7.02 (0.39)	5.46 (0.36)	5.12 (0.30)	5.23 (0.20)	4.76 (0.11)
Na $mgkg^{-1}$	12.16 (0.80)	13.80 (0.84)	13.55 (0.64)	14.05 (0.72)	13.43 (0.75)	14.43 (0.81)	11.96 (0.18)	11.91 (0.30)	10.93 (0.38)	10.60 (0.44)

La mayoría de los suelos presentaron un pH ácido y moderadamente ácido, lo que es característico de la Sierra Juárez. Los sitios bajo aprovechamiento forestal tienden a mostrar valores de pH más elevados y a ser más altos en la fracción superficial. Al examinar las diferencias de pH entre las profundidades del suelo, se observaron efectos altamente significativos en múltiples comparaciones ($p < 0.05$), lo que indica una posible influencia del tiempo de aprovechamiento forestal en el pH ácido del suelo. La conductividad eléctrica tuvo valores más altos en la fracción superficial. Sin embargo, en todos los sitios se obtuvieron valores bajos (< 1.0 dSm^{-1}), lo que indica niveles bajos de salinidad. Se observó un mayor contenido de materia orgánica en la fracción superficial. La materia orgánica del suelo es más alta en el sitio testigo y disminuye en los años recientes. Los nutrientes tuvieron un comportamiento similar. Esto puede deberse a la cantidad de cobertura vegetal; los suelos con mayor cobertura vegetal presentan mayor contenido de materia orgánica, y la reducción de la concentración de Ca y Mg es atribuida a procesos de lixiviación (Herold *et al*., 2014; Ortiz, 2010). Rodriguez-Rivera *et al*. (2023) encontró que las propiedades físicas y químicas del suelo de Ixtlán tienen una

recuperación de su calidad en los 40-50 años, al igual que estos resultados, se ven favorecidos con el paso del tiempo. Tanto el año, la profundidad y la interacción de ambos tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las medias de los diferentes niveles de estos factores. Los análisis de varianza revelaron patrones significativos ($p < 0.05$) en las medias de los nutrientes. La prueba de Tukey indica que, para el Ca, hay diferencias significativas entre los años y las profundidades del suelo.

En el caso del K, hay diferencias significativas entre varios grupos. Para el Mg no se revelaron diferencias significativas en las medias entre los años y las dos profundidades del suelo. Finalmente, para el Na, se indican diferencias significativas en los años y la profundidad del suelo.

Según James *et al*. (2021), las perturbaciones que se generan por las actividades del manejo forestal pueden incidir en la disponibilidad de nutrientes en el suelo, lo que a su vez impacta en su calidad y fertilidad. Las variaciones entre los años no son muy evidentes en las propiedades físicas, a diferencia de las propiedades químicas que pueden tener un impacto más significativo, como lo señala Grigal (2000). La relación entre el manejo forestal y las propiedades del suelo es compleja y está influenciada por diversos factores (Valladares-Samperio y Galicia-Sarmiento, 2019). Por ejemplo, en el área de estudio se emplea el Método Mexicano de Ordenamiento de Bosques Irregulares (MMOBI), el cual es un tratamiento de baja intensidad que ayuda a evitar dejar expuesto el suelo por un tiempo prolongado mediante la mínima extracción de árboles (Benjamín, 2008). Este método promueve la productividad y la salud en los rodales y minimiza la pérdida de nutrientes y la generación de residuos (Benjamín, 2008). Por el contrario, Rodríguez-Rivera *et al.* (2023) evaluó un método intensivo (franjas de corta total) cuyo tratamiento afectó directa e indirectamente las propiedades físicas y químicas del suelo.

CONCLUSIONES

El manejo forestal conlleva desventajas en las propiedades del suelo; sin embargo, se observa una recuperación gradual a medida que pasan los años. En relación a las propiedades físicas del suelo, no se observaron diferencias notables. En cuanto a las propiedades químicas, el mayor contenido de materia orgánica del suelo se observó en el sitio testigo. Los contenidos de nutrientes del suelo se vieron afectados por el año y la profundidad del suelo.

La influencia del manejo forestal en la disponibilidad de nutrientes en el suelo es compleja y dinámica. Se demostró que las prácticas de manejo forestal de baja intensidad resultan exitosas, ya que se observa una baja perturbación en los reservorios de nutrientes después de un período de recuperación. La investigación en esta área requiere un monitoreo constante del suelo y sus funciones ecológicas para observar su comportamiento a lo largo de los años. Esto es esencial para asegurar una productividad maderable sostenible a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), al técnico forestal y al Comisariado de Bienes Comunales de Santa María Jaltianguis por el apoyo para la realización de esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Aguirre-Calderón, O. A. 1997. Hacia el manejo de ecosistemas forestales. Madera y Bosques, 3(2),3-11. ISSN: 1405-0471.

Bautista-Cruz, A. y del Castillo, R. F. 2005. Soil changes during secondary succession in a tropical montane cloud forest area. Soil Science Society of America Journal, 69, 906–914.

Bautista- Cruz, A., Etchevers J., del Castillo, R. F. y Gutierrez C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas, 13(2), 90-97.

Benjamín, J. A. 2008. Cómo entender el manejo forestal, la captura de carbono y el pago de servicios ambientales. Ciencias, 90, 37-42.

Binkley, D., & Fisher, R. 2012. Ecology and management of forest soils. John Wiley y Sons.

FAO. 2012. Directrices voluntarias para lograr la gestión sostenible de los bosques en tierras privadas. Roma

Grigal, D. F. 2000. Effects of extensive forest management on soil productivity. Forest Ecology and Management, 138(1-3), 167–185.

Herold, N., Schoning, I., Gutknecht, J., Alt, F., Boch, S., Muller, J., … Schrumpf, M. 2014. Soil property and management effects on grassland microbial communities across a latitudinal gradient in Germany. Applied Soil Ecology, 73, 41–50.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. Compendio de información geográfica municipal 2010. Santa María Jaltianguis, Oaxaca.

James, J., Page-Dumroese, D. S., Busse, M. D., Palik, B. J., Zhang, J., Eaton, B., Slesak, R. A., Tirocke, J. M., & Kwon, H. 2021. Effects of forest harvesting and biomass removal on soil carbon and nitrogen: Two complementary meta-analyses.Forest Ecology and Management, 485, 118935–118935.

Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 2018. Guía de buenas prácticas para la gestión y uso sostenible de los suelos en áreas rurales Construcción participativa del diagnóstico de suelos Diseño de planes de intervención Prácticas de manejo sostenible de los suelos. a Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 144.

Ortiz, C. A. 2010. Edafología. 8a. Universidad Autónoma Chapingo.

Rodríguez-Rivera, V., Zaragosa-López, K., Clark-Tapia, R., Ramírez Santiago, R. 2023. Efecto del manejo forestal en las propiedades fisicoquímicas del suelo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. Madera y bosques, 29(1).

Rodríguez-Rivera, V., Zaragoza L. K., Dendooven, L., Clark-Tapia, R., Ramírez-Santiago, R. & Santiago, P. A. 2018. Suelo: un recurso forestal valioso e indispensable. En R. Clark-Tapia, M. E. FuenteCarrasco, C. Corrado-Alfonso, M. F. Ramos-Morales, & V. Aguirre-Hidalgo (Coords), Manejo forestal comunitario y sustentabilidad en Sierra Juárez, Oaxaca). Editorial Fontamara. 1, 205–222

Schmithüsen, F. 2012. Forest management. Springer Science & Business Media

Valladares-Samperio, K y Galicia-Sarmiento, L. 2019. Impactos del manejo forestal sobre las propiedades de los suelos: un tema de investigación fundamental para México. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente, 27(1), 33-52.

EL SUELO COMO BASE PARA EL ESTUDIO DE LA DIVERSIDAD DE PLANTAS Y SUS ATRIBUTOS

Armando Navarrete-Segueda[1]; Jorge Cortés-Flores[2*]; Guadalupe Cornejo-Tenorio[1]; M. Lourdes González-Arqueros[3]; Mariana Torres-García[1]; Guillermo Ibarra-Manríquez[1]

[1]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua carretera a Pátzcuaro No. 8701. Col. San José de la Huerta. C. P. 58190. Morelia, Michoacán, México; [2]Jardín Botánico, Instituto de Biología, Sede Tlaxcala, Universidad Nacional Autónoma de México. Ex Fábrica San Manuel S/N. Col. San Manuel. C. P. 90640, Santa Cruz Tlaxcala, Tlaxcala, México. * jorge.cortes@ib.unam.mx; [3]CONACYT-Instituto de Investigaciones en Ciencias de la Tierra, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Ciudad Universitaria. C. P. 58060. Morelia, Michoacán, México.

RESUMEN

En el presente estudio se evaluó si la caracterización del hábitat, basada en atributos de suelo y topografía, permiten identificar diferencias de composición, abundancia y biomasa de especies arbóreas útiles, entre hábitats, así como los factores que regulan estas propiedades de la comunidad. Se evaluó si la estratificación ambiental de un bosque tropical húmedo en Unidades de Paisaje biofísico (UP), definidas por la topografía y el suelo, están relacionadas con la distribución espacial de la diversidad, la abundancia y la productividad (biomasa) de los conjuntos de árboles que proporcionan productos forestales potenciales (PFP). Teniendo en cuenta que diferentes PFP están asociados con rasgos específicos de las plantas, también se determinó si existe una señal filogenética entre las especies que proporcionan categorías de uso específicas. Los resultados muestran que la distribución espacial de la diversidad y abundancia de especies útiles cambia entre UP. Los PFP específicos pueden ser suministrados en condiciones de hábitat contrastantes, pero no, en general, por la misma especie. Las categorías de PFP que mostraron señal filogenética son aquellas relacionadas con las características de la madera, la palatabilidad de las hojas y estructuras reproductivas. Los resultados muestran que los conjuntos de especies que proveen PFP se pueden agrupar a través de unidades biofísicas basadas en el suelo y la topografía. Esta información es fundamental para incluir la alta diversidad de especies de árboles de las selvas tropicales y sus usos potenciales en programas de restauración y conservación de las especies.

PALABRAS CLAVE: *Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas; Ecología del paisaje; Diversidad y estructura de la comunidad vegetal; Señal filogenética; Rasgos funcionales*

INTRODUCCIÓN

El bosque tropical húmedo (TRF) es un ecosistema megadiverso que proporciona una amplia variedad de beneficios para el bienestar humano. Estos beneficios incluyen tanto los productos forestales maderables (PFM), como los productos forestales no maderables (PFNM; frutos comestibles, leña, plantas ornamentales y medicinales) que son proporcionados por especies arbóreas distribuidas de forma heterogénea en el paisaje. Sin embargo, actualmente, la mayor parte de estos bosques se encuentran bajo

algún grado de amenaza derivado de las actividades humanas, principalmente, se ha modificado su cubierta original creando un paisaje complejo, compuesto de campos agrícolas, pastizales y fragmentos de bosque con diferentes niveles de regeneración. En contraste, queda por explorar muchas relaciones bióticas y abióticas clave para explicar la dinámica de las comunidades, el funcionamiento de los ecosistemas y los patrones de diversidad. En particular, entre los factores abióticos, el suelo, ha sido uno de los componentes menos estudiados para explicar los patrones de la distribución de las especies vegetales. Diferentes estudios fuera de México, han evidenciado la relevancia de considerar las características físicas, químicas y biológicas del suelo para explicar cambios en la composición, la estructura y la función de las comunidades vegetales. Además, las características del suelo han sido consideradas como pieza clave para entender el ensamblaje de las comunidades de plantas y su papel como uno de los filtros ecológicos más relevantes para explicar la coexistencia de las especies.

En los ecosistemas tropicales húmedos, la comunidad arbórea se estructura en función de factores específicos como la disponibilidad de agua, los nutrientes del suelo y las interacciones biológicas. La variación espacial de estos factores genera un mosaico de hábitats que puede actuar como filtro para el establecimiento y la persistencia de especies y para el ensamblaje de la comunidad arbórea. En particular, los factores topográficos y edáficos han sido ampliamente reconocidos como reguladores de la disponibilidad de recursos y del ensamblaje de comunidades arbóreas. Las características topográficas se han utilizado para delinear unidades del terreno que son relativamente homogéneas con respecto a la topografía (por ejemplo, pendiente, elevación, suelo). Estas unidades tienen límites discretos que coinciden con discontinuidades naturales que favorecen procesos de anidamiento de componentes ambientales, como las propiedades del suelo y la composición de comunidades vegetales. Por lo tanto, la caracterización del hábitat basada en las formas del terreno que comparten topografía, litología y suelos debería permitir la identificación de diferencias espaciales de diversidad y densidad de árboles útiles, así como la identificación de los factores que regulan dichos atributos.

En el presente estudio se evaluó si la caracterización del hábitat, basada en atributos de suelo y topografía, permiten identificar diferencias de composición, abundancia y biomasa de especies arbóreas útiles, entre hábitats, así como los factores que regulan estos factores comunitarios.

MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, dentro de los límites de la Estación de Biología Tropical los Tuxtlas, en el estado de Veracruz, México (Figura 1). Se realizó una integración sistemática de factores ambientales utilizando la delimitación de Unidades de Paisaje (UP), mediante la interpretación visual de las características externas de las formas del paisaje (Zinck, 2016), utilizando un modelo digital de elevación (MDE) a escala 1:20,000, generado a partir de curvas de nivel del INEGI (2010). Se integraron datos climáticos, geológicos, geomorfológicos y edáficos para

la estratificación del mosaico ambiental y de hábitats potenciales. Se diferenciaron cinco unidades de paisaje (UP) geopedológicas principales (Figura 1). En cada UP se establecieron tres parcelas de 20 × 250 m (0,5 ha), que abarcaban una superficie total muestreada de 7,5 ha. Se registraron todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥10 cm de cada parcela, se identificaron los individuos a nivel de especie y se midió el DAP. Se identificaron los PFP reportados para cada especie arbórea registrada; los PFP se clasificaron en las siguientes categorías de uso: forraje, alimento, leña, medicinal, melífero, ornamental, triplay y maderable.

Se estimó la biomasa aérea (BA) de cada árbol utilizando una ecuación alométrica (Brown; 1997) basada en el DAP. Se construyó un árbol filogenético de las especies de estudio utilizando el paquete V.PhyloMaker en R (R Core Team, 2020) y se calculó la señal filogenética para cada PFP utilizando el estadístico D (Fritz y Purvis, 2010). Se calculó el número efectivo de especies (0D, 1D y 2D). Se evaluaron las diferencias en los componentes bióticos y abióticos, la estructura y la diversidad de la comunidad arbórea entre las UP mediante modelos lineales generalizados. Se construyeron curvas de abundancia y biomasa para evaluar los cambios en las especies arbóreas dominantes entre las UP. Los efectos de las características bióticas y abióticas de las UP en la estructura y diversidad de la comunidad arbórea se analizaron mediante un análisis de la varianza multivariante permutacional (PERMANOVA) utilizando la disimilitud de Bray-Curtis. Finalmente, se hizo un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para examinar la relación entre la estructura de las especies arbóreas útiles basada en datos de presencia, abundancia y productividad, con los factores ambientales (topografía, microclima y suelos) de las UP.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En total, se registraron 179 especies arbóreas en todas las parcelas estudiadas, de las cuales el 72% (129 especies) tenían un PFP. No se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies (0D) y la biomasa entre las UP. Sin embargo, la diversidad (1D y 2D), difiere entre UP. En promedio una hectárea de bosque tiene 429 ± 29 árboles, de los cuales 348 ± 20 (81% del total) proporcionan al menos un PFP, lo que representa una biomasa aérea de 322 ± 19,06 t ha-1, y una riqueza de especies de 49 ± 2 especies por 0,5 ha. La mayoría de las especies se utilizaron con fines medicinales (89 especies, 69% del total de especies que proveen PFP), seguidas del uso para madera y de leña (54 y 44 especies, respectivamente). Una gran proporción de especies son maderables (83%), pero también suministran productos forestales no maderables. El número de especies por categoría de uso no difirió entre las UP. Sin embargo, sí hubo diferencias en la densidad de árboles por categorías de uso entre las UP. La mayoría de las especies que proporcionan PFP se registraron sólo en una categoría de uso (56, 43,4%); todas las demás especies tenían de dos a siete categorías de uso. El 15% de la variación de la presencia de especies arbóreas útiles, fue explicada por la elevación del relieve. La profundidad de enraizamiento del suelo y la elevación afectaron la abundancia de las especies, explicando el 24% de la variación. Las categorías de PFP que mostraron señal filogenética están

asociadas con las características de la madera (leña y triplay) y la palatabilidad de las hojas y las estructuras reproductivas (forraje). La familia Moraceae se relacionó principalmente con el uso para forraje y para triplay, mientras que las familias Meliaceae, Myrtaceae y Sapotaceae se relacionaron principalmente con el uso para leña. Las especies medicinales presentaron rasgos convergentes distribuidos a lo largo de la filogenia.

CONCLUSIONES

Los resultados del presente estudio muestran que el mosaico de hábitats que puede relacionarse con el conjunto de especies arbóreas útiles no está distribuido aleatoriamente en este bosque tropical húmedo. Asimismo, de las especies arbóreas puede captarse a través de unidades del paisaje basadas en la topografía del suelo. Se demostró que hay PFP importantes como la leña, el forraje y la madera que mostraron un patrón filogenético agrupado, indicando la convergencia evolutiva en atributos relacionados con la densidad de la madera a nivel de géneros o familias. Las familias identificadas están representadas por especies que están limitadas a hábitats específicos, así como por especies de amplia distribución y uso múltiple de PFP. Los resultados señalan que la distribución global de los sitios en las ordenaciones de especies se ajusta al patrón de distribución de las UP, por lo que estos mosaicos dominados por árboles pueden diseñarse basándose en patrones biofísicos. La información generada tiene implicaciones en el manejo del paisaje orientado a mantener los múltiples servicios del bosque y la riqueza de especies, lo cual además puede influir en la conservación de los bosques tropicales húmedos.

REFERENCIAS

Brown, S., 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer, FAO Forestry Paper 134. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Fritz, S.A., Purvis, A., 2010. Selectivity in mammalian extinction risk and threat types: A new measure of phylogenetic signal strength in binary traits. Conserv. Biol. 24, 1042–1051. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01455.x.

Instituto Nacional de Estadística y Geografía, (INEGI), 2010. Conjunto de datos vectoriales de información topográfica E15A63.

R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.

Zinck, J. A., 2016. The Geopedologic Approach, in: Zinck, J Alfred, Metternicht, G., Boco, G., Del Valle, F. (Eds.), Geopedology. Springer International Publishing, Cham, pp. 27–59. https://doi.org/10.1007/978-3-319-19159-1_4.

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN SUELOS REGADOS CON AGUA RESIDUAL EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO

Mario Cayetano Salazar[1*]; Blanca González Méndez[2]; Christina Siebe Grabach[3]

[1] Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Ciudad de México; México, *cayetano@geografia.unam.mx; [2] CONAHCYT-Universidad Nacional Autónoma de México, Estación Regional del Noroeste, Sonora; México; [3] Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología, Ciudad de México; México

RESUMEN

El 23 % del total de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) antrópicas provienen del sector agrícola, silvicultura y otros usos de la tierra (AFOLU). Una de estas fuentes son los sistemas agrícolas que usan agua residual y que se riegan por inundación. Es por ello que el objetivo de este trabajo fue evaluar las emisiones de CO_2 y N_2O en una parcela agrícola regada con agua residual teniendo como control una parcela agrícola regada con agua de pozo. Las mediciones se hicieron con el método de cámaras estáticas cerradas acopladas a un infrarrojo con transformada de Fourier. El estudio se llevó a cabo en el Valle del Mezquital, Estado de Hidalgo, en donde se cultivan principalmente maíz y alfalfa regados con agua residual desde hace poco más de 100 años. Los resultados muestran que el sistema agrícola regado con agua residual presenta 3 veces más emisiones de CO_2 y casi 10 veces más de N_2O en comparación con el sistema de agua de pozo. En el sistema de agua residual hay un incremento en las emisiones por efecto del riego; también se observa una mayor emisión durante la etapa de emergencia de las plántulas de maíz y los más bajos durante la etapa de llenado de grano y madurez.

PALABRAS CLAVE: *Agua residual, CO_2; N_2O; cámaras estáticas, maíz*

INTRODUCCIÓN

El CO_2 y el N_2O son unos de los principales gases de efecto invernadero (GEI) que contribuyen al calentamiento global (IPCC, 2019). Se estima que el 23 % del total de emisiones de gases de efecto invernadero antrópicas provienen del sector agrícola, silvicultura y otros usos del suelo (AFOLU) (IPCC, 2022). En el Mezquital se ha reportado que existen emisiones de GEI en parcelas agrícolas altamente fertilizadas que se riegan por inundación (González, 2016).

En nuestro país el 76.3% del agua utilizada se destina a esta actividad (CONAGUA, 2017). Esto ha causado que a nivel mundial se opte por el reúso de aguas residuales en el riego agrícola (Jiménez et al., 2009). El reúso de aguas residuales aporta materia orgánica y nutrimentos que contribuyen a aumentar la productividad agrícola (Mousavi *et al*., 2013; Siebe, 1998; Sophocleous *et al.*, 2009). Sin embargo, esta práctica también tiene desventajas, una de las cuales es la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera (González *et al*., 2020).

El Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, es una zona agrícola de 90,000 ha en donde el riego con agua residual se practica desde hace más de 100 años (Durán-Alvárez *et al.,* 2023); actualmente representa una de las superficies más grandes del mundo irrigadas con agua residual (Chamizo-Checa *et al.,* 2020). El sistema de suministro de agua que se utiliza en la zona es el riego por inundación en el cual se aplican grandes volúmenes de agua. Uno de los efectos del riego con agua residual en los suelos es el incremento de la actividad microbiana, el cual se ve reflejado en el aumento de la respiración y con ello en el aumento de las emisiones de CO_2 a la atmósfera. Adicionalmente el uso de volúmenes de agua excesivos genera condiciones anaerobias en el suelo durante el riego y en los días inmediatamente posteriores, lo cual favorece la emisión de gases de efecto invernadero como el N_2O. El objetivo de este trabajo fue evaluar las emisiones de CO_2 y N_2O que se generan por efecto del riego con agua residual durante un ciclo de cultivo, en una parcela de maíz localizada dentro del Valle del Mezquital. Las emisiones generadas en dicha parcela se compararon con las producidas en una parcela de maíz regada con agua de pozo, que sirvió como control.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en el Valle del Mezquital, localizado en el Estado de Hidalgo, a 100 km al norte de la Ciudad de México. Los principales cultivos de la zona son el maíz y la alfalfa, los cuales son regados con agua de diferente calidad desde hace más de 100 años.

Se estudiaron dos parcelas agrícolas cultivadas con maíz, una regada con agua residual sin tratar (AR) por el método de inundación (riego por gravedad y localizada en el Municipio de Tlahuelilpan y otra regada con agua de pozo (AP) por el método de riego por surcos y localizada en el Municipio de Tepetitlán también en el Estado de Hidalgo.

Las dos parcelas fueron sembradas con una variedad de maíz híbrida (Dekalb 2069) a una densidad de siembra de 88 692 y 94 643 semillas por hectárea en el sitio de AR y AP, respectivamente. En la parcela regada con agua residual se aplicó un volumen de agua de 13,031 m^3/ha distribuidos en seis riegos, mientras que en el sistema de agua de pozo se aplicó un volumen de 2,276 m^3/ha distribuidos en tres riegos.

El diseño experimental consistió en la medición de la emisión de CO_2 y N_2O en tres sitios dentro de cada parcela. En cada uno de los sitios se instalaron 5 anillos de PVC, teniendo un total de 15 anillos dentro de cada sistema agrícola. En cada uno de los anillos instalados se realizó la medición de las emisiones de los gases el día posterior al riego y durante varios días posteriores al riego. La cuantificación de los gases se hizo con un espectrómetro de infrarrojo con transformada de Fourier de campo (FTIR. Gasmet, modelo DX-4040) acoplado a una cámara de PVC. Los flujos de los gases se calcularon utilizando el paquete R "Gasfluxes" (Fuß, Hüppi y Pedersen, 2020). El modelo utilizado para el cálculo se determinó mediante la función "Selectfluxes". Los datos se reportan en mg C-CO_2 $m^{-2}h^{-1}$ y mg N-N_2O $m^{-2}h^{-1}$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del sistema agrícola regado con agua residual muestran una alta variación en las mediciones tanto entre las cámaras, como entre los sitios de muestreo ubicados dentro de las parcelas. Esta variación se puede atribuir a la variabilidad espacial del suelo. Además, se detectaron diferencias en las emisiones de CO_2 y N_2O durante el ciclo del cultivo; las emisiones más altas se dieron durante la etapa de emergencia de las plántulas, debido a que el nitrógeno que se incorpora al suelo con el agua residual es más del que las plantas requieren en esta etapa de su desarrollo, liberándose una parte del excedente hacia la atmósfera y las emisiones más bajas durante la etapa de llenado de grano y madurez. Hay un incremento en las emisiones durante los primeros 3 o 4 días posteriores al riego, esto debido a que el suelo contiene niveles altos de humedad, además de que con el agua de riego se incorpora tanto nitrógeno como carbono lábil.

El sistema agrícola regado con agua de pozo presenta una menor emisión de los dos gases estudiados, una tercera parte para el caso del CO_2 y casi tres órdenes de magnitud menos en el caso del N_2O. Las emisiones de CO_2 se mantienen constantes durante todo el ciclo del cultivo, mientras que las emisiones de N_2O si se observa una ligera disminución en los riegos 2 y 3. No se observa un incremento en las emisiones por efecto del riego (Cuadro 1).

El método de cámaras estáticas cerradas se usa para medir emisiones del suelo a escala parcela, tiene como principal ventaja que se puede aplicar en cualquier sitio y es capaz de detectar flujos muy bajos (Chaichana *et al*., 2018). Entre las principales desventajas se encuentran la alteración del suelo en el punto de medición debida a la instalación del anillo de PVC, que el área de muestreo dentro del anillo es muy pequeña y por lo tanto poco representativa de la heterogeneidad espacial del suelo, de ahí que se requieran al menos 100 sitios de muestro para tener una medición representativa del sitio (Katayanagui *et al*., 2005).

Cuadro 1. Resumen estadístico de las emisiones de CO_2 y N_2O en los sistemas agrícolas.

mg elemento m^{-2} h^{-1}	Sistema agrícola	Mínimo	Máximo	Media
CO_2	AR	115	1126	416
	AP	92	644	251
N_2O	AR	-0.006	1.686	0.157
	AP	-0.007	0.082	0.004

El método de medición de emisiones de gases por espectrofotometría de infrarrojo con transformada de Fourier (IFTR), permitió optimizar el tiempo de medición respecto

a los métodos convencionales (cromatografía de gases) ya que posibilitó el análisis de varios gases de manera simultánea y en tiempo real. Entre sus desventajas encontramos el alto costo del equipo y que no permite hacer mediciones simultáneas en distintos sitios de muestreo, debido a que el equipo requiere estar conectado a la cámara estática para poder hacer las mediciones de flujo. Esto se vuelve una limitante importante si se requiere hacer mediciones en varias parcelas a la vez y más si estas se localizan a grandes distancias.

CONCLUSIONES

Las emisiones más altas tanto de CO_2 como de N_2O se presentaron en el sistema regado con agua residual. En el sistema de agua residual se observa un incremento en las emisiones de CO_2 y N_2O por efecto del riego.

Los estudios de flujos de gases desde el suelo hacia la atmósfera representan un gran reto debido a que se requiere realizar mediciones a lo largo de todo el año o ciclo de cultivo. Además de que se requiere realizar varias repeticiones para tener mediciones confiables. También se requiere seleccionar el método de medición adecuado de acuerdo a los objetivos del estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Chaichana, N.; Bellingrath-Kimura, S.D.; Komiya, S.; Fujii, Y.; Noborio, K.; Dietrich, O.; Pakoktom, T. Comparison of Closed Chamber and Eddy Covariance Methods to Improve the Understanding of Methane Fluxes from Rice Paddy Fields in Japan. Atmosphere 2018, 9, 356. https://doi.org/10.3390/atmos9090356.

Chamizo-Checa, S.; Otazo-Sánchez, E.; Gordillo-Martínez, A.; Suárez-Sánchez, J.; González-Ramírez, C.; Muñoz-Nava, H. Megacity wastewater poured into a nearby basin: looking for sustainable scenarios in a case study Water (Switzerland), 12 (2020), pp. 1-20.

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). 2017. Estadísticas del agua en México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Disponible en: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf.

Durán-Álvarez, J. C.; Prado, B.; Zanella, R.; Rodríguez, M.; Díaz, S. Wastewater surveillance of pharmaceuticals during the COVID-19 pandemic in Mexico City and the Mezquital Valley: A comprehensive environmental risk assessment, Science of The Total Environment, Volume 900, 2023.

Fuß, R., Hüppi, R. y Pedersen, A.R. (2020). R Package Gasfluxes: Greenhouse Gas Flux Calculation from Chamber Measurements Function (version 0.4-4; 2020). Disponible en: CRAN - Package gasfluxes (r-project.org).

González-Méndez. 2016. Emisiones de CO2, CH 4 y N2O asociadas al riego con agua residual en el Valle del Mezquital, Hidalgo. Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX.

González-Méndez, B., Ruiz-Suárez, L. G., & Siebe, C. (2020). N2O emission factors from a wastewater irrigated land in a semiarid environment in Mexico. Science of the Total Environment, *709*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136177.

IPCC. (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2019. The 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Kioto, Japon.

IPCC. (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2022. Summary for Policymakers. In Climate Change and Land: IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems (pp. 1-36). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/9781009157988.001.

Katayanagi, N.; Hatano, R. Spatial variability of greenhouse gas fluxes from soils of various land uses on a livestack farm in Southern Hokkaida, Japan. Phyton 2005, 45, 309–318.

Mousavi, S. R., Galavi, M., & Eskandari, H. (2013). Effects of treated municipal wastewater on fluctuation trend of leaf area index and quality of maize (Zea mays). *Water Science and Technology*, *67*(4). https://doi.org/10.2166/wst.2012.624.

Siebe, C. (1998). Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management*, *14*(2). https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1998.tb00628.x.

Sophocleous, M., Townsend, M. A., Vocasek, F., Ma, L., & KC, A. (2009). Soil Nitrogen Balance under Wastewater Management: Field Measurements and Simulation Results. *Journal of Environmental Quality*, *38*(3). https://doi.org/10.2134/jeq2008.0318.

EROSIÓN DEL SUELO EN UNA CRONOSECUENCIA DE BOSQUE TROPICAL SECO AFECTADO POR UNA HELADA SEVERA, NOROESTE DE MÉXICO

Yesica María Robles Lagarda[1*]; Jesús Adrián Bojórquez Valdez[1];
Juan Carlos Álvarez Yépiz [1]; Zulia Mayari Sánchez Mejía[1*].

[1]Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur colonia Centro 85000, Ciudad Obregón, Sonora, México. * yesica.robles205590@potros.itson.edu.mx, zulia.sanchez@itson.edu.mx

RESUMEN

La distribución más norteña del bosque tropical seco (BTS) en México, se encuentra en Sonora, en esta región la precipitación está controlada por el Monzón de Norteamérica. En este límite los eventos climáticos extremos como las heladas provocan mortandad generando un mosaico de sucesión en donde los procesos ecológicos cambian. Entre los factores que influyen en la erosión de suelo destacan la cobertura y estructura vegetal, este proceso ha sido poco estudiado en el BTS de Sonora, por lo que esta investigación contribuye a un vacío importante de conocimiento. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la erosión real a través del monitoreo del movimiento de suelo en un gradiente tipo bosque-afectación por helada y en relación con la cronosecuencia del BTS de Álamos, Sonora. Para este estudio se utilizó el método de clavos de erosión y aquí se analiza el inicio de la época de lluvias, se evaluó la variabilidad espacial con un análisis de ANOVA y pos-hoc de Tukey. Los resultados indican que, en promedio, el bosque secundario tardío con disturbio antropogénico (BSTA) presentó una mayor pérdida de suelo, debido a las características del sitio y los factores erosivos influyentes. Dicha información es importante para la generación de estrategias de monitoreo y toma de decisiones del BTS.

PALABRAS CLAVE: *Cambio climático; Cobertura vegetal; Degradación de suelo.*

INTRODUCCIÓN

En México, el bosque tropical seco (BTS) se distribuye en aproximadamente el 41% de la superficie del país (Olson *et al.*, 2001; Trejo, 2015). Estos ecosistemas han estado sujetos a disturbios por actividades antropogénicas como el cambio de uso de suelo y, también a eventos climáticos extremos relacionados con cambios en los patrones de precipitación y temperaturas extremas (frío y calor) (Álvarez-Yépiz, *et al.*, 2008), entre ellos están las sequías, huracanes y heladas. Los disturbios humanos y climáticos pueden observarse en el suelo, un componente clave para el mantenimiento de las funciones del ecosistema (Bojórquez *et al.*, 2019).

El transporte de suelo está asociado con la erosión, que es el proceso mediante el cual ocurre pérdida o ganancia (acreción) de suelo. La erosión del suelo es un fenómeno natural, entre los factores que influyen en este proceso están las características intrínsecas del suelo como el tipo, textura, contenido de materia orgánica, granulometría, por otro lado la pendiente, cobertura y estructura vegetal, precipitación, radiación, intensidad del viento, así como las prácticas de conservación y manejo (Morgan, 1997).

En el noroeste de México se encuentra el límite de distribución más norteño del BTS, en esta región la precipitación está delimitada por el Monzón de Norteamérica (julio-septiembre) (Higgins y Gochis, 2007). En esta región las investigaciones se han enfocado en procesos ecológicos como la respuesta del ecosistema a eventos extremos (Bojórquez et al.,2019), flujos de agua y CO_2 entre el ecosistema y la atmósfera, entre otros. Sin embargo, la información sobre la erosión de suelo es limitada y es un componente clave de los ciclos biogeoquímicos y para el manejo de dicho ecosistema, en lo que radica la importancia de estudiarla a diferentes escalas.

Por lo tanto, se planteó realizar un trabajo para caracterizar la erosión in situ en un gradiente del BTS con etapas de sucesión distintas después de la helada del 2011. En este trabajo se presentan las primeras observaciones que fueron colectadas durante el comienzo de la época de lluvias en el 2022, cabe destacar que se observaron precipitaciones por arriba de la media con respecto a 30 años de observación, con base en las etapas de sucesión y por lo tanto diferencias en la estructura y cobertura vegetal dada por la afectación de la helada, se hipotetiza que los sitios con menor cobertura presenten mayor erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra al noroeste de México en Álamos, Sonora, dentro del Área Natural Protegida Sierra de Álamos y Río Cuchujaqui y dentro de los predios de la Reserva Monte Mojino (ReMM, Naturaleza y Cultura Internacional) (Figura 1). El paisaje de la región está compuesto por bosques maduros, bosques secundarios con diferente estado sucesional (Álvarez-Yépiz *et al.*, 2008), con un clima semiárido cálido BS1(h')hw(e) según García (2004), una temperatura media anual de 24 °C y la precipitación media anual de 706 mm (Bojórquez et al., 2019).

Figura 1. Ubicación del área y sitios de estudio dentro del bosque tropical seco de Álamos, Sonora. Curvas de nivel a 20 m.

Cuadro 1. Sitios de estudio de Respuesta del Ecosistema Tropical Seco a Eventos Climáticos Extremos (RETROSECE).

Sitio	Clave	Descripción
1	BSTECA2	Bosque secundario (BS) temprano (TE) con disturbio climatico (C) y antropogénico (A) 2
2	BSTECA1	Bosque secundario (BS) temprano (TE) con disturbio climatico (C) y antropogénico (A) 1
3	BSTETA	Bosque secundario (BS) temprano (TE) tardio (T) con disturbio antropogénico (A)
4	BSTETC	Bosque secundario (BS) temprano (TE) tardio (T) con disturbio climatico (C)
5	BSMA	Bosque secundario (BS) medio (M) con disturbio antropogénico (A)
6	BSMTA	Bosque secundario (BS) medio (M) tardio (T) con disturbio antropogénico (A)
7	BSTA	Bosque secundario (BS) tardio (T) con disturbio antropogénico (A)
8	BM	Bosque maduro (BM)

RETROSECE (Respuesta del Ecosistema Tropical Seco a Eventos Climáticos Extremos) es un proyecto de monitoreo ecológico del BTS a largo plazo en el sur de Sonora que contempla ocho sitios, los cuales, son bosques maduros (un sitio) y bosques secundarios (siete sitios) con diferente grado de afectación climática y antrópica (Cuadro 1).

Durante el periodo de monitoreo (17 de junio al 17 de julio de 2022) se obtuvieron datos de precipitación de la estación meteorológica de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA SMN EMAS Álamos) a escala diaria (CONAGUA, 2022).

En este estudio se aplicó el método de Clavos de Erosión, para estimar la erosión hídrica, propuesto por Anaya Garduño *et al*. (1991). Cada parcela tiene un tamaño de 20 x 20 m, donde se colocaron 10 clavos de 18 cm de largo por parcela, 5 en la parte baja y 5 en la parte alta, separados por 3 m cada clavo (Figura 2). Los clavos se marcaron a 9 cm, medida que fue utilizada para enterrar el clavo dejando 9 cm por encima del suelo.

Figura 2. Diseño de las parcelas de erosión por el método de clavos de erosión.

Se registró la ubicación de cada uno de los clavos utilizando un GPS y, también se midió su pendiente con un clinómetro. Se elaboró una base de datos, conformada por datos cuantitativos y cualitativos colectados en campo, entre ellos: tipo de bosque, grado de afectación, coordenadas, así como también presencia de dosel, rocas y herbáceas (antes

de las lluvias y después de las lluvias). La densidad aparente (D_a) del suelo fue determinada por el método de la probeta en cada uno de los sitios

Para estimar la cantidad de suelo erosionado o sedimentado en cada punto de muestreo, se utilizó la ecuación propuesta por Bascuñán (2006): $R_e = \Delta h * D_a$; donde R_e (g cm^{-2}) es el suelo erosionado, Δh (cm) es la diferencia de altura de los clavos entre periodos de medición consecutivos y D_a (g cm^{-3}) es la densidad aparente estimada para cada punto de medición. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para encontrar las diferencias estadísticas de R_e por sitio, y se usó el método de comparaciones múltiples de Tukey para identificar cuál de estos sitios era diferente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El año 2022 se caracterizó por lluvias atípicas en la región. La acumulación de precipitación del inicio del monzón de Norteamérica en el BTS de los Álamos durante los meses de junio y julio fue de 253.3 mm, presentando eventos de lluvia atípicas durante dos días con precipitaciones >30 mm acumulando 106.1 mm.

La erosión del suelo es un proceso natural generalmente lento, sin embargo, la afectación de la helada provocó mortandad generando un mosaico de sucesión con diferencias en la cobertura y estructura vegetal, aunado a las actividades antropogénicas como el pastoreo. Se calculó la erosión a nivel sitio (Figura 3), siendo el bosque secundario tardío con disturbio antropogénico (BSTA) el sitio con mayor erosión, con una pérdida de suelo de 1.30 ± 1.0 g cm^{-2} y, según Semarnat (2018), se considera un tipo de erosión alta.

Figura 3. Variación de la erosión del suelo (g cm^{-2}) por sitios del BTS con diferentes grados de afectación y tipo de bosque. Letras diferentes encima del gráfico de violín representan diferencias significativas (análisis ANOVA, Tukey, $p<0.05$, n = 30).

CONCLUSIONES

La erosión de suelo fue mayor en sitios con poca cobertura vegetal, además predominó la mayor pérdida de suelo en sitios de bosque secundario con disturbio antrópico y climático.

Existe un grado de erosión de suelo considerado natural, donde la tasa máxima permisible de pérdidas de suelo es de 10 t ha^{-1} al año (PRODESNOS, 2011) que equivalen a 0.0907185 g cm^{-2} y, pérdidas mayores significan degradación, en este caso los valores de pérdida de suelo sobrepasaron ese valor, lo que nos indica que los suelos estudiados, en un futuro podrán estar afectado severamente por esta problemática.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento por parte de los Proyectos CONACYT 36971 Ciencia-Básica y CONACYT CB2016-286494-T Ciencia-Básica, y al apoyo logístico de Naturaleza y Cultura Internacional y el Área Natural Protegida de Sierra de Álamos y Río Cuchujaqui.

BIBLIOGRAFÍA

Álvarez-Yépiz, J. C., Martínez-Yrízar, A., Búrquez, A., & Lindquist, C. (2008). Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. Forest Ecology and Management, 256(3), 355-366.

Bascuñán, H. B. M. (2006). Erosión en parcelas experimentales y redistribución de suelo mediante la concentración de 7 Be, 127.

Bojórquez, A., Álvarez-Yépiz, J. C., Búrquez, A., & Martínez-Yrízar, A. (2019). Understanding and predicting frost-induced tropical tree mortality patterns. Global change biology, 25(11), 3817-3828.

CONAGUA. (2022). Estaciones Meteorológicas Automáticas (EMA's). https://smn.conagua.gob.mx/es/observando-el-tiempo/estaciones-meteorologicas-automaticas-ema-s

Higgins, R. W., & Gochis, D. (2007). Synthesis of results from the North American Monsoon Experimenrt (NAME) process study. Journal of Climate, 20(9), 1601-1607.

Morgan. (1997). Erosión y conservación del suelo. Edicion Mundi-Prena.España. 343pp

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C., … Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on Earth. BioScience, 51(11), 933-938.

PRODESNOS. (2011). Recuperación de áreas degradadas por disturbios y / o perturbaciones antropogénicas, 1-21.

Semarnat (2018) Informe de la Situación del Medio Ambiente en México: Indicadores Clave, de Desempeño Ambiental y de Crecimiento Verde. Capítulo 3 Suelos. 153-191pp.

ESTRUCTURA, FUNCIÓN Y DINÁMICA MICROBIANA DE SUELOS AGRÍCOLAS DEPENDIENTES DE LA CALIDAD DEL PULSO HIDRÁULICO EN EL ALBERTO, IXMIQUILPAN, HIDALGO

Cabirol N.[1]; Martinez Martinez V.[1,2]; Rojas-Oropeza M.[1]

[1]Facultad de Ciencias, UNAM; [2]Posgrado de Ciencias Biológicas, UNAM

RESUMEN

El estudio se enfoca en analizar la estructura microbiana en diferentes tipos de suelos agrícolas irrigados. Aunque la calidad del pulso hidráulico no tuvo un impacto significativo en las funciones microbianas estudiadas, se destaca que otros factores, como las prácticas de manejo del suelo, influyen en la diversidad microbiana. Además, se señala que la estructura de las bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) en los suelos está influenciada por eventos de estrés y prácticas de manejo del suelo. Por otro lado, la dinámica de las bacterias nitrificantes (BOA/AOA) se ve afectada por varios factores en sistemas terrestres, como la humedad, la disponibilidad de amoniaco, el pH y la competencia por el N. La calidad del agua de riego también influye en la estructura de las BFN, pero no en las BOA/AOA. Se mencionan otros factores que pueden influir en la variación de estas comunidades, como la estratificación del agua y la concentración de nutrimentos.

INTRODUCCIÓN

Las comunidades microbianas en su entorno se ven influenciadas por factores tanto abióticos como bióticos. Estas comunidades responden a esta dinámica con diversas estrategias, pero al mismo tiempo, ejercen influencia sobre el ambiente que las rodea, con impactos que se extienden a nivel global, como los ciclos biogeoquímicos y, en última instancia, el cambio climático (Jansson y Hofmockel, 2020). Los microorganismos desempeñan un papel fundamental en la agricultura, ya que son responsables de regular nutrimentos esenciales que afectan la productividad agrícola. Las prácticas agrícolas, como el cambio de uso de suelo, el uso de fertilizantes, la agricultura extensiva y la calidad del riego, incluyendo el uso de aguas residuales, tienen un impacto significativo en las comunidades microbianas del suelo (De Souza Andrade et al., 2003).

Este estudio se enfoca en analizar la estructura microbiana de los dominios Bacteria y Archaea, así como las comunidades de bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) y las involucradas en la oxidación aerobia del amonio (BOA/AOA) en tres suelos agrícolas irrigados con aguas de diferentes calidades (manantial, río Tula, residual).

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: la comunidad El Alberto, Ixmiquilpan (Hidalgo, México). Suelos de tipo Vertisol (INEGI, 2005) con 3 calidades de agua de riego: residual, río Tula y manantial (subterránea). Suelo agrícola de pequeña propiedad con superficie de 1 – 2 ha por cada riego. Muestreos en dos tiempos: sin riego en marzo y *post* riego en junio de 2018 (n = 3 por cada suelo; 3 cuadrantes por sitio; 1 suelo conservado como control; n =24: 12 antes del riego y 12 después del riego).

Caracterización fisicoquímica de los suelos y las aguas de riego (fertilidad NOM-021-SEMARNAT-2000 y calidad, respectivamente). Estudio de la estructura microbiana por huella genética con electroforesis en gel con gradiente de temperatura (TGGE) de ambos sistemas de estudio (suelos y aguas de riego). Extracción total de DNA (kit *Power Soil Isolation DNA* (MO BIO®), Cabirol et al. (1998), Valenzuela-Encinas et al. (2008); Rusch et al. (2007)); amplificación por PCR de los genes *nifH* para BFN (Zhang *et al*., 2008) y *amoA* para BOA/AOA (Rotthauwe *et al*., 1997; Ndour *et al*., 2008); separación de los productos de PCR por TGGE y análisis de los perfiles de TGGE para la obtención de unidades taxonómicas operacionales (OTUs).

Análisis de patrones de bandeo, huella genética de cada gel con software BioNumerics 7.6 (Applied Maths). Determinación del índice de riqueza ponderada por rango (*Rr*) para cada gen (Marzorati *et al*., 2008). Análisis comparativo entre grupos por varianzas (ANOVA), realizando el análisis para suelos dentro de un mismo tiempo (antes y después del riego por separado) y para aguas de riego; en los casos de diferencia significativa se utilizó como prueba *post hoc* el análisis de Tukey – Kramer. Prueba de *t* de Student pareada entre tiempos de riego en un mismo suelo para la riqueza ponderada entre tiempos de estudio (dinámica). Análisis con software NCSS (2007), con un nivel de significancia de 0.05.

La estructura microbiana obtenida de los perfiles de bandeo de TGGE se comparó con un análisis de conglomerados calculando cuatro matrices de similitud por gen, haciendo las siguientes comparaciones: aguas de riego, muestras antes del riego más aguas de riego, muestras después del riego más aguas de riego y muestras de ambos tiempos más aguas de riego. Se usó un coeficiente de correlación basado en la presencia/ausencia de bandas, coeficiente DICE. Para dendogramas, uso del algoritmo UPGMA (*Unweighted pair group method with arithmetic mean*).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La diversidad de OTUs (Unidades Taxonómicas Operativas) de bacterias fijadoras de nitrógeno (BFN) resultó ser significativamente alta en ambos períodos de estudio, con un índice de riqueza ponderada por rango (*Rr*) que superó el valor de 30 (Tabla 1). No se observaron diferencias en la diversidad de fijación de nitrógeno entre los suelos en un mismo período de estudio ni entre los períodos en un mismo suelo, ya que no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (Tabla 1). En cuanto a las aguas de riego, se registró una alta diversidad en las bacterias de oxidación aerobia del amonio (A-RT), siendo estadísticamente diferente de la diversidad registrada en las aguas de manantial (A-M) y en las aguas del río Tula (A-N), donde se obtuvieron valores de *Rr* en un rango medio (Cuadro 1).

Cuadro 1 Riqueza ponderada por rango (Rr) para las aguas de riego y suelos en ambos tiempos de estudio.

	BFN: *nifH*	BOA/AOA: *amoA*
A-M	21.12 (0.74) b	31.47 (2.28) b
A-RT	43.62 (1.21) a	53.18 (4.65) a
A-N	23.31 (3.00) b	64.79 (6.95) a
S-CA	42.73 (6.95)	16.87 (2.78) B
S-CD	37.14 (4.76)	26.05 (2.06) A
S-MA	37.17 (0.32)	30.66 (3.05)
S-MD	33.22 (14.05)	28.18 (9.35)
S-RTA	43.28 (10.99)	46.93 (13.33)
S-RTD	45.40 (10.64)	29.83 (7.74)
S-NA	51.62 (17.85)	29.24 (2.92)
S-ND	62.17 (1.59)	36.09 (7.12)

Aguas de riego sin letra minúscula en común son significativamente diferentes (Tukey-Kramer; α=0.05). Suelos antes y después del riego sin letra mayúscula en común son significativamente diferentes (*t* de Student pareada; α=0.05). Suelos dentro de un mismo tiempo de estudio sin símbolo igual son significativamente diferentes (Tukey-Kramer; α=0.05). Se muestra la media (error estándar de la media) de las tres submuestras de cada suelo. Suelo control en el tiempo antes del riego (S-CA), suelo con riego de agua de manantial en el tiempo antes del riego (S-MA), suelo con riego de agua de río Tula en el

tiempo antes del riego (S-RTA), suelo con riego de agua residual en el tiempo antes del riego (S-NA), suelo control en el tiempo después del riego (S-CD), suelo con riego de agua de manantial en el tiempo después del riego (S-MD), suelo con riego de agua de río Tula en el tiempo después del riego (S-RTD), suelo con riego de agua residual en el tiempo después del riego (S-ND).

La diversidad de OTUs nitrificantes, tanto de bacterias o archaeas de oxidación aerobia del amonio (BOA/AOA), en las aguas de riego se estimó como alta en todas ellas; sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas en los valores de *Rr* entre las aguas de riego y las aguas del río Tula, lo que indica similitud en su diversidad (Cuadro 1). Tampoco se observaron diferencias estadísticas en la diversidad de OTUs entre los suelos en un mismo período de tiempo. En el suelo control, *Rr* se mantuvo en un rango medio en los diferentes períodos de estudio; no obstante, se detectó un aumento significativo en la diversidad. En cuanto a los suelos con riego de manantial y río Tula, la diversidad de OTUs pasó de ser alta a media después del riego, mientras que en el suelo con riego de agua residual, la diversidad pasó de ser media a alta; en ambos casos, estos cambios no resultaron estadísticamente significativos (Cuadro 1).

En el dendrograma de las aguas de riego (Figura 1), las BFN se agruparon en ramas separadas para cada tipo de agua de riego. En el caso de las BOA/AOA (aguas de riego), se formaron dos grupos: uno incluyó el agua de riego A-M, y el otro agrupó las aguas de riego con aportes residuales, A-RT y A-N, con una similitud del 72.8% entre sus OTUs.

En cuanto a las BFN, los suelos con riego de manantial y los conservados se agruparon en ramas específicas en el dendrograma, compartiendo un 40.4% de similitud entre sus OTUs. Por otro lado, el agua de riego RT, así como los suelos con riego de agua de RT y N, mostraron una relación entre sí con una similitud del 46.4% (Figura 2).

Figura 1 Dendograma basado en la similitud de perfiles de OTUs para BFN usando el gen nifH de las aguas de riego (izquierda) y para BOA/AOA usando el gen amoA de las aguas de riego (derecha).

En el análisis, se observa que las muestras de suelo conservado para las BOA/AOA forman un grupo sin distinción de tiempo, mientras que los otros tipos de suelos muestran diferencias. En este análisis, las aguas de riego muestran cierta relación entre sí, pero no se agrupan claramente con algún tipo de suelo (Figura 3).

Figura 2 Dendograma UPGMA basado en la similitud de perfiles de OTUs para BFN usando el gen nifH de los suelos de El Alberto, de ambos tiempos (antes y después del riego) y las aguas de riego.

Figura 3 Dendograma UPGMA basado en la similitud de perfiles de OTUs para BOA/AOA usando el gen amoA de los suelos de El Alberto, para ambos tiempos (antes y después del riego) y las aguas de riego.

Para los suelos estudiados, en el período antes del riego, la calidad del pulso hidráulico, independientemente de la historia de riego, ha tenido un impacto en la estructura funcional de las BFN.

Por otro lado, la calidad del pulso hidráulico en el período después del riego resultó ser un factor determinante para modificar la estructura de las BOA/AOA. Además, se observa que la estructura del suelo con riego del río Tula y el suelo con riego de agua residual fue similar en cuanto a BOA/AOA, tanto en el período antes como después del riego (Figura 3).

La calidad del pulso hidráulico, en términos de la riqueza ponderada (*Rr*), no parece haber generado un cambio significativo en los suelos estudiados antes del riego, ya sea para las BFN o las BOA/AOA. Sin embargo, se observa que el pulso hidráulico tuvo un impacto en *Rr* de BOA/AOA en el suelo control. La calidad del pulso hidráulico no tiene un efecto notable en las funciones microbianas estudiadas, y es probable que otros factores, como las prácticas de manejo del suelo, influyan en la diversidad microbiana del suelo.

Se ha informado que la estructura de las BFN en los suelos está influenciada principalmente por eventos de estrés (como la aplicación de pesticidas y fertilizantes, y el aumento de la salinidad), el uso del suelo (ya sea forestal o agrícola) y las prácticas de manejo del suelo (como la incorporación de rastrojos, el tipo de cultivo y la rotación de cultivos) (Wakelin et al., 2010; Orr et al., 2011; Sharma y Singh, 2017).

En sistemas terrestres, se ha informado que la dinámica de las bacterias nitrificantes (BOA/AOA) se ve afectada por múltiples factores, como la humedad, la disponibilidad de amoniaco, la relación C:N, el pH y la competencia por el nitrógeno entre las raíces de las plantas, los microorganismos heterótrofos y los propios nitrificantes, lo que puede tener efectos variables, tanto positivos como negativos, en la riqueza, abundancia y funcionalidad activa (Adair y Schwartz, 2008; Xiao et al., 2020).

En el caso de las aguas de riego, su calidad resultó ser un factor determinante para la estructura de las BFN. Sin embargo, esta calidad no fue suficiente para diferenciar la estructura de las BOA/AOA en las aguas con aportes residuales, el agua del río Tula y el agua residual, lo mismo ocurrió con *Rr* de las BOA/AOA. En estudios anteriores, se ha identificado que factores como la estratificación del agua, la mezcla y la concentración de N pueden influir en la variación espacio-temporal de la estructura y actividad de las comunidades de BFN (Wang et al., 2015). Además, se ha informado que la concentración de amonio, el oxígeno disuelto (OD) y el pH son factores que influyen en la relación entre las BOA y las AOA (Abell et al., 2011; Trias et al., 2012).

AGRADECIMIENTOS

Al PAPIIT IN224716 (DGAPA,UNAM) por el financiamiento del proyecto. Al CONAHCYT para la beca de maestría de la estudiante Viridiana Martinez Martinez.

BIBLIOGRAFÍA

Abell, G. C. J., Banks, J., Ross, D. J., Keane, J. P., Robert, S. S., Revill, A. T., Volkman, J. K. (2011). Effects of estuarine sediment hypoxia on nitrogen fluxes and ammonia oxidizer gene transcription. *FEMS Microbiology Ecology*, *75*(1), 111–122.

Adair, K. L., Schwartz, E. (2008). Evidence that ammonia-oxidizing archaea are more abundant than ammonia-oxidizing bacteria in semiarid soils of northern Arizona, USA. *Microbial Ecology*, *56*(3), 420–426.

Cabirol, N., Villemur, R., Perrier, J., Jacob, F., Fouillet, B., Chambon, P. (1998). Isolation of a methanogenic bacterium, *Methanosarcina* sp. strain FR, for its ability to degrade high concentrations of perchloroethylene. *Canadian Journal of Microbiology*, *44*, 1142–1147.

De Souza Andrade, D., Colozzi-Filho, A., Balota, E. L., Hungria, M. (2003). Long-term effects of agricultural practices on microbial community. En L. García-Torres, J. Benites, A. Martínez-Vilela, y A. Holgado-Cabrera (Eds.), *Conservation agriculture* (pp. 301-306). Dordrecht: Springer.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). Conjunto de datos edafológicos. Escala 1: 1 000 000 serie I. Recuperado el 18 de noviembre de 2018 de http: inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267636.

Jansson, J. K., Hofmockel, K. S. (2020). Soil microbiomes and climate change. *Nature Reviews Microbiology*, *18*(1), 35–46.

Marzorati, M., Wittebolle, L., Boon, N., Daffonchio, D., Verstraete, W. (2008). How to get more out of molecular fingerprints: practical tools for microbial ecology. *Environmental Microbiology*, *10*(6), 1571–1581.

Ndour, N. Y. B., Baudoin, E., Guissé, A., Seck, M., Khouma, M., Brauman, A. (2008). Impact of irrigation water quality on soil nitrifying and total bacterial communities. *Biology and Fertility of Soils*, *44*(5), 797–803.

Orr, C. H., James, A., Leifert, C., Cooper, J. M., Cummings, S. P. (2011). Diversity and activity of free-living nitrogen-fixing bacteria and total bacteria in organic and conventionally managed soils. *Applied and Environmental Microbiology*, *77*(3), 911–919.

Rotthauwe, J. H., Witzel, K. P., Liesack, W. (1997). The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. *Applied and Environmental Microbiology*, *63*(12), 4704–4712.

Rusch, D. B., Halpern, A. L., Sutton, G., Heidelberg, K. B., Williamson, S., Yooseph, S., Venter, J. C. (2007). The sorcerer II global ocean sampling expedition: northwest Atlantic through eastern tropical pacific. *PLoS Biology*, *5*(3), e77.

Sharma, S., Singh, D. K. (2017). Temporal variations in diazotrophic communities and *nifH* transcripts level across the agricultural and fallow land at Jaipur, Rajasthan, India. *Indian Journal of Microbiology*, *57*, 92–99.

Trias, R., Ruiz-Rueda, O., García-Lledó, A., Vilar-Sanz, A., López-Flores, R., Quintana, X. D., Bañeras, L. (2012). Emergent macrophytes act selectively on ammonia-oxidizing bacteria and archaea. *Applied and Environmental Microbiology*, *78*(17), 6352–6356.

Valenzuela-Encinas, C., Neria-González, I., Alcántara-Hernández, R. J., Enríquez-Aragón, J. A., Estrada-Alvarado, I., Hernández-Rodríguez, C., Marsch, R. (2008). Phylogenetic analysis of the archaeal community in an alkaline-saline soil of the former lake Texcoco (Mexico). *Extremophiles*, *12*(2), 247–254.

Wakelin, S. A., Gupta, V. V. S. R., Forrester, S. T. (2010). Regional and local factors affecting diversity, abundance and activity of free-living, N_2-fixing bacteria in Australian agricultural soils. *Pedobiologia*, *53*(6), 391–399.

Wang, L., Yu, Z., Yang, J., Zhou, J. (2015). Diazotrophic bacterial community variability in a subtropical deep reservoir is correlated with seasonal changes in nitrogen. *Environmental Science and Pollution Research*, *22*(24), 19695–19705.

Xiao, R., Qiu, Y., Tao, J., Zhang, X., Chen, H., Reberg-Horton, S. C., Hu, S. (2020). Biological controls over the abundances of terrestrial ammonia oxidizers. *Global Ecology and Biogeography*, *29*(2), 384–399.

Zhang, Y., Dong, J., Yang, Z., Zhang, S., Wang, Y. (2008). Phylogenetic diversity of nitrogen-fixing bacteria in mangrove sediments assessed by PCR–denaturing gradient gel electrophoresis. *Archives of Microbiology*, *190*, 19–28.

ESTUDIOS DE LA ESTRUCTURA Y POROSIDAD DEL SUELO EN APLICACIÓN A LA GÉNESIS DE LOS FRAGIPANES

Lilit Pogosyan[1*]; Konstantin Abrosimov[2]

[1]*Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología A C, Carretera Antigua a Coatepec 351, 91073, Xalapa, México; *lilit.pogosyan@inecol.mx; [2] V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, 119017, Moscow, Russia*

RESUMEN

La formación de horizontes tipo fragipan a pesar de ser estudiada por décadas sigue siendo un objeto de discusión. En este trabajo se presentan los resultados de un análisis comparativo del desarrollo de dos perfiles edáficos posicionados en dos sitios contrastantes (Karelia, Rusia y Tlaxcala, México) que contienen los horizontes *frágicos,* con el objetivo de entender los procesos de formación de estos horizontes. Los estudios micromorfológicos de la porosidad del suelo, junto con el análisis de la Tomografía Computacional en 3D han sido aplicados para analizar los procesos de la génesis y formación del suelo. Cada uno de los horizontes analizados en los dos perfiles ha mostrado diferentes tipos de porosidad, relacionados con los procesos de formación correspondientes. En los dos casos la porosidad textural de los horizontes *frágicos* ha sido relacionada con el proceso de compactación. En caso del suelo de Karelia el horizonte fragipan no tiene poros estructurales, mientas en el caso del horizonte fragipan de Tlaxcala el horizonte fragipan presenta una gran cantidad de poros estructurales desarrollados después de la compactación y posteriormente llenados con la arcilla illuviada.

PALABRAS CLAVE: *Vughs; Formación de suelo; Micromorfología de suelos; Tomografía computacional*

INTRODUCCIÓN

Estudios de la estructura y de la porosidad del suelo no pueden ir separados (Rabot et al., 2018; Yudina and Kuzyakov, 2023), ya que estos parámetros dependen uno de otro y se definen a través del otro. Analizando la estructura nos enfocamos en la organización de los conjuntos de las partículas sólidas del suelo y analizando la porosidad buscamos los vacíos entre ellos. Un cambio de estructura se refleja en cambio de porosidad y *viceversa*.

Los análisis de la estructura y de porosidad en las muestras del suelo son de mucha importancia para diferentes ramas de estudios, y existe una variedad de métodos para analizar los dos parámetros. Sin embargo, este estudio se enfoca en los métodos que analizan la muestra intacta que son el análisis micromorfológico en láminas delgadas y el análisis por Tomografía Computacional. Estos análisis nos permiten ver los tamaños de los poros, su distribución, conectividad y la orientación.

Los procesos de formación del suelo dejan sus rastros en la organización de la matriz del material edáfico, específicamente en la estructura y la porosidad. Esto nos

permite usar el concepto de la memoria de porosidad del suelo como parte de la memoria edáfica (Targulian y Goryachkin, 2004) en los estudios de génesis de suelo. Los fragipanes, por ser horizontes compactados, tuvieron un impacto en la distribución y organización del espacio poroso a causa de los procesos que los han formado.

El origen de los fragipanes sigue siendo un tema de discusión, a pesar de su amplia presencia en los suelos del mundo. Las hipótesis de su formación han evolucionado de la supuesta cementación por sílice hasta los efectos de la época de los glaciares y varias otras. En nuestro caso, el estudio de la porosidad de los fragipanes ha sido uno de los puntos clave en el entendimiento de la secuencia de los procesos que los han formado.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se analizaron los dos perfiles del suelo que contienen el horizonte fragipan, ubicados en dos sitios con condiciones actuales e historia ambiental contrastantes.

Uno de ellos está ubicado en Noroeste de Rusia, en un paisaje formado durante la última época de deglaciación; el área del estudio se ha liberado de la presencia del glaciar desde hace aproximadamente 13 mil años, con el suelo clasificado como un Retisol que se ha desarrollado sobre la morrena. El sitio se ubica en la región llamada Karelia, bajo clima húmedo, con cubierta de nieve constante desde noviembre hasta abril.

Otro objeto de estudio se encuentra en la barranca Tlalpan del Estado de Tlaxcala, México, que es una secuencia edafo-pedosedimentaria que incluye un suelo moderno y varias capas de paleosuelos dentro de los cuales se encuentran los tepetates tipo fragipán, estudiados en la barranca de Santiago de Tlalpan. Las condiciones actuales son de clima húmedo templado, con la temporada de lluvias desde mayo hasta octubre. La barranca se encuentra a una altura de 2600 msnm. El tepetate se encuentra en una secuencia pedosedimentaria y está posicionado sobre un paleosuelo tipo Vertisol datado a 33 mil años A.P.

Aunque el estudio completo incluye una amplia variedad de los métodos, en este trabajo nosotros solamente nos enfocamos en los estudios micromorfológicos y tomográficos de las muestras tomadas de los horizontes de los perfiles de suelos de Karelia y Tlaxcala. La metodología está descrita en detalle en los artículos (Pogosyan et al., 2019 a,b)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los dos casos de estudio (Pogosyan et al., 2019a, b; Sycheva et al., 2022) a nivel micromorfológico cada uno de los horizontes edáficos ha mostrado diferentes tipos de porosidad que corresponden a diferentes tipos de procesos de formación del suelo. En el caso de Karelia se ha observado una variedad de poros estructurales que se han formado por los procesos biogénicos (horizonte Ah) y criogénicos (horizonte E) en la parte superior, y poros-grietas formados más abajo en los horizontes Bt y BC. El método

aplicado no ha permitido analizar la porosidad en el horizonte frágico debido a que no ha tenido ningún poro observado en la lámina delgada (Figura 1).

Figura 1. Una imagen de la lamina delgada escaneada del horizonte fragico de un suelo tipo Retisol de Karelia, no se observan los poros estructurales.

En el caso de Tlaxcala, durante el análisis del perfil completo se pudo distinguir entre los poros estructurales los que son formados por la actividad biogénica y los que se han formado por los procesos de humedad y secado de los horizontes *vérticos*.

Analizando las muestras a través de Tomografía Computacional se ha podido analizar tanto la distribución de los poros texturales como de los poros estructurales. Uno de los descubrimientos importantes fue que la porosidad total del horizonte frágico fue más alta que en el horizonte subyacente Bt en Karelia y el horizonte 3EBtx superior en Tlaxcala. La mayor diferencia de los dos casos es que en el fragipán de Tlaxcala se han encontrado los poros, rellenados de arcilla iluviada, posteriormente a la compactación primaria de la matriz y distribución de los poros texturales, que implica la pedogénesis activa (Figura 2), mientras el horizonte fragipan del Retisol de Karelia una vez que ha sido compactado ya no ha tenido cambios en la distribución de los poros.

Figura 2. Imagen de distribución de los poros en el horioznte fragico del perfil edafo-pedosedimentario de Tlaxcala. Se observan tanto los poros texturales como los estructurales.

CONCLUSIONES

El espacio poroso analizado en las láminas delgadas ha mostrado diferentes tipos de organización en cada uno de los horizontes, caracterizados por sus procesos de formación. En el suelo de Karelia se ha presentado la ausencia de los poros estructurales en la lámina delgada del fragipán, y su porosidad solamente se ha podido estudiar por medio de Tomografía Computacional. En el caso de Tlaxcala se han encontrado tanto los poros texturales como los poros estructurales. Los texturales probablemente se asocian con la etapa de sedimentación, mientras las estructurales han aparecido después, supuestamente por la actividad de fauna, y se ha llenado de arcilla illuviada.

AGRADECIMIENTOS

El presente resumen presenta los resultados de la tesis doctoral que recibió el apoyo por parte del CONACyT (beca 51849333-2).

BIBLIOGRAFÍA

Pogosyan L., Abrosimov K., Romanenko K., Marquez J., Sedov S. 2019a How is the fragipan incorporated in the pore space architecture of a boreal Retisol? Soil Research 57, 566-574. doi.org/10.1071/SR18239

Pogosyan L., Gastelum A., Prado B., Marquez J., Abrosimov K., Romanenko K., Sedov S. 2019b. Morphogenesis and quantification of the pore space in a tephra-palaeosol sequence in Tlaxcala, central Mexico. Soil Research, 57, 559-565, /doi.org/10.1071/SR18185

Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., Vogel, H.-J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: a review. Geoderma 314, 122–137. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009.

Sycheva, S., Pogosyan, L., Sedov, S., Solleiro-Rebolledo, E., Golyeva, A., Barceinas-Cruz, H., Abrosimov, K., Romanenko, K. (2022). Evidence for stages of landscape evolution in Central Mexico during the late Quaternary from paleosol-pedosediment sequences. Quaternary Research, 107, 159-177. doi:10.1017/qua.2021.73

Targulian, V.O., Goryachkin, S.V., 2004. Soil memory: Types of record, carriers, hierarchy and diversity. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 21, 1–8.

Yudina, A. & Kuzyakov, Y. (2023). Dual nature of soil structure: The unity of aggregates and pores. Geoderma, 434, 116478, https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116478

ESTUDIOS MICROMORFOMÉTRICOS: CUANTIFICACIÓN DE LOS COMPONENTES DEL SUELO EN LABRANZA DE CONSERVACIÓN Y CONVENCIONAL

Edgar Vladimir Gutiérrez-Castorena[1*]; Ma. del Carmen Gutiérrez-Castorena[2]; Vicente Vidal Encinia-Uribe[1].

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

RESUMEN

Los estudios micromorfométricos se aplican en la ciencia del suelo para la microcaracterización de componentes del suelo con y sin alteración por labranza mecánica, siendo necesario la continuidad, cuantificación y desarrollo de los componentes al paso del tiempo. El objetivo fue evaluar el cambio micromorfológico de la porosidad del suelo, tasa de infiltración y resistencia a la penetración *in situ*; para ello se instauraron seis tratamientos: T1, T2, T3 y T4 (sin alteración en periodo de 18 meses, tres, cinco y siete años respectivamente); y otras dos, para un sistema de labranza convencional intensiva y un suelo natural. Se colectaron muestras de suelo no perturbado y se elaboraron micromosaicos (91 imágenes, de 2,5 µm por píxel) en sección delgada (70 mm × 55 mm o 3141 mm^2 en promedio) a profundidad de 0 a 10 y de 10 a 20 cm, para cuantificar los ultramicroporos, microporos y mesoporos del suelo, la tasa de infiltración *in situ* (Bouwer, 1961) y la resistencia a la penetración (Rp). Encontramos que los poros de transmisión y estructurales predominaron en todos los tratamientos, en suelo natural disminuyeron del 16% al 7% y del 50% al 26% con la profundidad; mientras que, en suelo cultivado fue a la inversa, los poros de almacenamiento y transmisión aumentaron de 7 a 10% y de 15 a 35%, respectivamente, y disminuyeron los poros estructurales de 78% a 55%. Los valores de las propiedades hidrofísicas del sistema de labranza de conservación alcanzaron valores semejantes al suelo natural hasta los 5 y 7 años de reposo.

PALABRAS CLAVE: *Clima seco-semiárido; Conservación de suelo; Procesos hidrofísicos.*

INTRODUCCIÓN

El manejo de la labranza de conservación se ha incrementado en las últimas décadas, esto debido a beneficios económicos y ambientales encaminados a la mitigación de contaminantes por elementos nutrimentales, a la mejora del almacenamiento del carbono orgánico del suelo (COS) y a la reducción de la erosión hídrica producida por escorrentía (Soane *et al.,* 2012).

El movimiento del flujo de agua y oxígeno a través de la estructura del suelo está directamente relacionado con la agregación de las partículas y el espacio poroso que se clasifica de acuerdo al tamaño, tipo de inter o entre conexión entre ellos (Cameron y Buchan 2006), definiéndose como: cryptoporos (0.0074-0.1 µm), ultramicroporos (0.1-5

µm), microporos (5-30 µm), mesoporos (30-75 µm) y macroporos (75-100 µm). Estudios multiescalares micromorfológicos han asistido a caracterizar componentes en sistemas productivos de labranza mecanizada (LM) y de conservación (LC). El cambio estructural del suelo se altera por el agua o los carbonatos de calcio, agregando partículas naturales al suelo. Los métodos utilizados para obtener la distribución y tamaño de poro han sido medidos mediante la curva de retención de agua del suelo (Ogunwole *et al.,* 2015), porosimetría de mercurio y adsorción de nitrógeno (Hajnos *et al.,* 2006), técnicas de análisis de imágenes en 2D (Pires *et al.,* 2013; Gutiérrez-Castorena, *et al.,* 2016; Gutiérrez-Castorena, *et al.,* 2018) o micro-tomografía computarizada (N. Dal Ferro *et al.,* 2014).

Los suelos bajo labranza cero tienen mayor infiltración por su relación y formación de macroporos, los cuales fueron elaborados por la mesofauna del suelo o por raíces de cultivos precedentes (Tebrügge y Düring, 1999). Mientras que suelos bajo labranza reportan la mayor porosidad dentro de la capa arable, lo cual da como resultado una mayor infiltración e incremento hasta de un 62 % (Lipiec *et al.,* 2006). Por lo tanto, la labranza convencional puede ser un mecanismo para aumentar la infiltración del agua al alterar las capas compactadas en relación con el manejo de labranza de conservación. Sin embargo, la práctica de labranza puede reducir la infiltración por la inestabilidad de los agregados y formación del piso de arado, e incrementar la formación de costras superficiales, endureciendo al suelo por ausencia de residuos de cosecha (Unger, 1992; Blanco *et al.,* 2017) o de forma natural por la génesis en zonas áridas y semiáridas.

La diferencia en la infiltración, porosidad del suelo y resistencia a la penetración entre los sistemas de labranza pueden diferir inmediatamente al realizar esta actividad y decrecer con el tiempo a medida que las partículas del suelo se agregan por la presión de sobrecarga e impactos de gotas (Strudley *et al.* 2008). El propósito del presente estudio consiste en examinar los cambios micromorfológicos, hidráulicos y físicos en sistemas de labranza de conservación y labranza convencional intensiva en suelos semiáridos del noreste del estado de Nuevo León.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio tiene suelo con horizontes de diagnóstico cámbico (FAO), al noreste del estado de Nuevo León (25°52’49’’N, 100°05’12’’ O); con precipitaciones medias de 548 mm/anuales, temperatura media anual de 22.1 °C; y una evapotranspiración total de 1998 mm/anuales, en tierras irrigadas. Se establecieron parcelas experimentales con producción intensiva de nopal y maíz de 2000 m², con riego por cintilla, en un sistema de labranza de conservación (LC) se instauró cuatro tratamientos: T1, T2, T3 y T4 en diversos periodos de tiempo sin alteración de 18 meses, tres, cinco y siete años respectivamente). Las parcelas no fueron alteradas después de la preparación y siembra mecanizada, dando inicio el periodo de cero labranza y producción intensiva. También se destinó otra parcela con labranza mecanizada para la producción intensiva de maíz y un testigo del suelo natural (SN) sin labranza ni deforestación de la vegetación nativa de la región.

La obtención de muestras micromorfológicas, pruebas hidráulicas y físicas se realizaron a diferente profundidad de 0-10 y 10-20 cm, obteniendo dos núcleos inalterados de suelo del horizonte Ap colectadas en cajas de lámina inoxidable. La preparación de los núcleos y posterior obtención de secciones delgadas comenzó con el secado y extracción de la humedad lentamente a temperatura ambiente (4-7 días), posteriormente colocadas en una estufa por 48 h a 50 °C (hasta peso constante), con remplazo de la humedad por acetona antes de su impregnación (Kubiëna, 1938; Fitzpatrick 1984).

Los datos de infiltración fueron determinados por el método de doble anillo (20 cm y 40 cm respectivamente) (Bouwer, 1961). Las pruebas se efectuaron a intervalos de 45 días entre ellas, durante todo un año. Los anillos se insertaron hasta la profundidad de 15 cm a partir de la superficie del suelo. En cada análisis y toma de infiltración se añadió agua a ambos anillos, manteniendo una columna de agua constante durante la medición. Los datos *in situ* de la tasa de infiltración fueron obtenidos durante un periodo de tres horas, registrando la altura del nivel del agua a intervalos de tiempo específico, mientras que la resistencia a la penetración del suelo fue llevada a cabo directamente en campo a lado de cada infiltrómetro para realizar la medición de la compactación del suelo mediante un penetrómetro.

Los micro-fotomosaicos de secciones delgadas se obtuvieron de las imágenes digitales secuenciales tomadas con una cámara CANON montada sobre un microscopio petrográfico, con diferentes compensadores de luz: polarizada plana (PPL), polarizada oscura (XPL) y polarizada compensada (CPL). La metodología de captura y análisis de los microfotomosaicos fue con base en Gutiérrez-Castorena *et al.* (2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de macro y microporosidad total a profundidad de 0 a 10 cm en labranza convencional fue de 26.76% seguido en parcelas T4 y suelo natural con 14.47%, 14.37% respectivamente, y en menor porcentaje en T1 y T2 con el 13.78% y 9.54% respectivamente. Mientras que, a profundidad entre 10 a 20 cm la Pt en suelo cultivado reportó un 23.42% y en parcela T4 y suelo natural ambas alcanzaron el 21%, seguidos de T2, T1 (15.07 % y 9.30 % respectivamente).

Por otra parte, la macroporosidad y microporosidad en la labranza mecanizada fue mayor en las dos profundidades comparadas con las parcelas de conservación. Con base al índice de filtración en las parcelas experimentales la infiltración fue moderada para T4 con 8.5 cm/h y suelo natural con 6.7 cm/h; seguido de una clase moderadamente lenta para suelo cultivado con 3.5 cm/h y por último de clase baja en parcelas de conservación de T2 y T1 con 2 cm/h y 1.75 cm/h, respectivamente. Lipiec *et al.* (2007) reportaron que bajo el sistema de labranza mecanizada se observa una mayor porosidad total e infiltración dentro de la capa arable, no obstante, si bien la Pt en suelos cultivados frecuentemente es semejante a lo reportado, la tasa de infiltración fue menor a la de las parcelas de conservación (T3 y T4) a seis años sin alteración, esto debido a la contribución

de los macroporos elaborados por la mesofauna y raíces de los cultivos establecidos, no así en parcelas de conservación con un tiempo menor a los dos años sin alteración mecanizada (T1 y T2).

Los poros de transmisión y estructurales predominan en todos los sistemas analizados; sin embargo, existen diferencias en sus porcentajes y comportamiento según la profundidad y tiempo sin alteración. De estos, los poros de almacenamiento y transmisión disminuyeron en suelo natural del 16% al 7% y del 50% al 26% respectivamente y los poros estructurales se incrementaron del 34% al 67%. Mientras que, en suelos cultivados intensamente ocurrió lo contrario, los poros de almacenamiento y transmisión decrementaron del 7 al 10% y del 15 al 35%, respectivamente, y los poros estructurales disminuyeron del 78% al 55%.

Mientras tanto, en parcelas con siete años de reposo (T4) los valores de poros de almacenamiento, trasmisión y estructurales son semejantes al del suelo natural y significativamente diferentes en aquellas parcelas con menor tiempo sin alteración T1, T2 y T3; por ejemplo, los valores pueden variar entre alteración, transmisión y estructurales en promedio de 15%, 35%, 50% respectivamente.

Con base en la resistencia a la penetración por la compactación del suelo se determina que los suelos cultivados constantemente tienen poca compactación natural en ambas profundidades al reportar una resistencia de 125 psi hasta los 10 cm de profundidad y entre 200 y 250 psi hasta los 20 cm, mientras que en parcelas de conservación y suelo natural hay una resistencia por compactación (>250 psi) en ambas profundidades.

CONCLUSIONES

El análisis micromorfológico sobre microfotomosaicos de secciones delgadas proporciona información detallada de la cuantificación y caracterización a escala macro y micro, tanto de la agregación como de la porosidad, la cual brinda una idea del flujo del agua en el suelo y compactación del suelo.

De manera que, el análisis de infiltración *in situ* correlaciona la porosidad total (macro y micro) y agregación con la tasa de infiltración, de modo que las prácticas de labranza de conservación en suelos calcáreos durante los primeros 2 años después de su alteración reduce significativamente la porosidad total e infiltración, lo cual puede ocasionar bajo desarrollo radical y problemas hídricos. No obstante, después de 6 años, el horizonte Ap tiende a reportar tasas de infiltración y características micromorfológicos (macroporosidad, microporosidad y porosidad total) semejante al suelo natural inalterado.

Además de cuantificar y caracterizar los micro y macroporos, se puede confirmar que la porosidad total y la resistencia a la penetración son superiores en suelos cultivados intensamente en comparación con sistemas productivos de baja intensidad o de conservación o en suelo sin afectación antrópica.

BIBLIOGRAFÍA

Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, f., Roger-Estrada, J., 2012. No-till in north, western and south-western European: a review of problems and opportunities for crop production and the Environment. Soil Till. Res. 118, 66-87).

Cameron, K.C., Buchan, G.D., 2006. Porosity and pore size distribution. In: Lal, R. (Ed.), Encyclopedia of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 1350–1353.

Ogunwole, J.O., Pires, L.F., Shehu, B.M., 2015. Changes in the structure of Nigerian soil under different land management practices. Rev. Bras. Ciência do Solo 39, 830–840.

Hajnos, M., Lipiec, J., Swieboda, R., Sokołowska, Z., Witkowska-Walczak, B., 2006. Complete Characterization of the pore size distribution of tillad and coached soil using water retention curve, mercury porosimetry, nitrogen adsorption, and water desorption methods. Geoderma 135, 307–314.

Lipiec, J., Walczak, R., Witkowska-Walczak, B., Nosalewicz, A., Słowinska— Jurkiewicz, A., Sławinski, C., 2007. The effect of aggregate size on water retention and pore structure of two silt loam soils of different génesis. Soil Tillage Res. 97, 239–246.

Pires, L.F., Borges, F.S., Passoni, S., Pereira, A.B., 2013. Soil pore characterisation using free software and a portable optical microscope. Pedosphere 23, 503–510.

N. Dal Ferro, L. Sartori, G. Simonetti, A. Berti, F. Morari., 2014. Soil macro and microstructure are affected by different Tillage systems and their effects on maize root growth. Soil & Tillage Research 140, 55-60.

Lipiec, J., J, Kús., A, Slowińska-Jurkiewicz., A, Nosalewicz., 2006. Soil Porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. Soil & Tillage Research 89, 210–220.

Unger, 1992. Infiltración de lluvia simulada: sistema de labranza y efectos de residuos de cultivo Sci. Del suelo Soc. A.m. J., 56 (1992), pp. 283 – 289.

Kubiëna, W.L.W. 1938 Micropedolofy. Collegiate Press, Inc. Ames, Iowa. 243p.

Fitzpatrick, E.A. 1984. Micromorphology of soil. Chapman & Hall, New York.

Gutiérrez-Castorena, EV; Gutiérrez-Castorena, MC; Vargas, T.C.; Bontemps, LC; Martinez, J.D.; Mendez, ES; Solorio, CAO. 2016. Micromapping of microbial hotspots and biofilms of different crops using digital image mosaics of thin sections of soil. Geoderma (2016), 279,11-21.

Gutiérrez-Castorena, Ma. del C., E. V. Gutiérrez-Castorena. 2018. Thematic micro-maps of soil components using high-resolution spatially referenced mosaics from whole soil thin sections and image analysis. European Journal of Soil Science.,

Bouwer, H. 1961. A double tuve method for measuring hydraulic conductivity soil in situ above a water table. Soil Sci. Proc.: 334-339

EVALUACIÓN BIOQUÍMICA DE LA REMEDIACIÓN DE UN SUELO INTEMPERIZADO Y CONTAMINADO CON METALES PESADOS

Ángeles Martínez Toledo[1]; Donaji Josefina González Mille[1]; Guillermo Espinoza Reyes[1]; Eleno Uriel SanJuan Meza[1]; César Arturo Ilizaliturri Hernández[1*]

[1]Facultad de Medicina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Coordinación para la Aplicación de la Ciencia y la Tecnología-Centro de Investigación Aplicada en Ambiente y Salud (CIACyT-CIAAS), Av. Sierra Leona # 550, 2da. Lomas de San Luis, San Luis Potosí, México.
*cesar.ilizaliturri@uaslp.mx

RESUMEN

En San Luis Potosí, México se ha practicado la minería artesanal, ancestral e industrial desde 1592, dejando graves problemas de contaminación en los ecosistemas y en la salud humana. Con la finalidad de recuperar los servicios ecosistémicos del suelo, se desarrollaron proyectos de remediación. Pero la remediación no solo conlleva remover el contaminante sino también, recuperar su salud y calidad. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto bioquímico de la remediación de un suelo que ha estado contaminado por metales pesados por un largo periodo. Para lograr esto, se utilizaron como bioindicadores la actividad enzimática y el perfil fisiológico del suelo remediado y de dos controles. Los resultados indicaron que el Pb y el As no disminuyeron a niveles normados, la actividad enzimática entre el suelo remediado y el no remediado no presentaron diferencias significativas, ambos con baja actividad, excepto la ureasa la cual fue aumentando a través del tiempo. Por otro lado, la evolución de la actividad fisiológica de los microorganismos presentó mayor actividad en el suelo remediado. El consumo de sustratos en un inicio fue hacia carbohidratos y aminas/amidas, pero al final se consumieron los ácidos carboxílicos y los polímeros. La recuperación de la salud del suelo sigue en proceso. Se demostró que los bioindicadores utilizados fueron adecuados para evaluar el proceso de remediación del suelo.

PALABRAS CLAVE: BIOLOG*; Enzimas; Minería; Suelo; San Luis Potosí*

INTRODUCCIÓN

En México el desarrollo de diversas actividades económicas, así como la escasez en el pasado de una legislación ambiental en pro de la protección del recurso suelo, ha generado su deterioro en el territorio nacional. La dispersión en la atmósfera, así como el manejo y la disposición inadecuada de residuos, han producido graves problemas de contaminación en los suelos, con una gran variedad de elementos potencialmente tóxicos que por su capacidad de bioacumulación generan riesgo a la salud humana y el ambiente (SEMARNAT, 2013). La SEMARNAT (2021) entre los años 2006 y 2011 identificó 623 sitios potencialmente contaminados y en San Luis potosí 29, producto de la intensa actividad industrial, en especial de la minería.

El suelo además de ser un soporte físico y productor de alimentos y fibras tiene un papel fundamental en el mantenimiento de la calidad del aire, almacenamiento de agua y nutrimentos para las plantas y microorganismos (Bone *et al.,* 2010). La contaminación del suelo provoca una degradación en cadena, ya que altera la biodiversidad del suelo, reduciendo la materia orgánica que contiene y su capacidad para actuar como filtro, lo que genera contaminación en el agua almacenada en el suelo y el agua subterránea, provocando un desequilibrio en nutrientes (FAO y ITPS, 2015). Para evaluar la salud y calidad de un suelo es imprescindible analizar diversas propiedades físicas, químicas, biológicas y microbiológicas. Es de importancia resaltar la relevancia del papel de los macroorganismos y de su actividad metabólica en la calidad de un suelo, debido a su mayor sensibilidad frente a procesos no deseables como la contaminación, degradación o desertificación (Lee *et al.,* 2020).

Con la finalidad de recuperar la funcionabilidad y la salud del suelo se ha recurrido a la remediación. Por lo que el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto bioquímico de la remediación en un suelo que había estado contaminado por metales pesados por un largo periodo de tiempo, utilizando para ello el análisis enzimático y el perfil metabólico de los microorganismos mesófilos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de Muestreo

El área de estudio (lugar de intensa actividad minera) se localiza en la zona centro del estado de San Luis Potosí, a una altura de 2040 msnm, con un clima que va del seco templado al semi seco templado. La temperatura media anual es de 16.8ºC y precipitación pluvial anual de 304.5 mm (CEFIM, 2015).

Se realizó un muestreo durante tres años, en seis fechas distintas (noviembre 2019, septiembre 2020, mayo 2021, octubre 2021, mayo 2022 y octubre 2022), en un suelo con remediación (SR), y dos controles: 1) suelo contaminado (RP), y 2) suelo sin contaminación (RN). Las muestras se tomaron a una profundidad de 0-10 cm, se homogenizaron por el método de cuarteo (Popek, 2018), se tamizaron (2 mm) y se almacenaron a 4 °C, las muestras se colectaron en tubos de polipropileno estériles (para bioquímicos) y en bolsas de polietileno (para metales).

Análisis de Metales pesados y metaloides

La cuantificación de metales y metaloides (As, Cd, Hg, Pb, y V) en suelo se realizó con forme a la normativa vigente NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 (DOF, 2007).

Actividad enzimática del suelo

La ureasa (UR) se cuantificó por colorimetría de la liberación de amonio (Dick *et al.,* 2011). La glucosidasa (GLU) se determinó colorimetría del p-nitrofenol obtenido por la acción de la β-glucosidasa (Cele y Maboeta, 2016). La arilsulfatasa (ARS) se obtuvo por

espectrofotometría del p-nitrofenol liberado (Dick *et al.*, 2011). La fosfatasa ácida (FOS) se estimó por método colorimétrico del p-nitrofenol liberado (Cele y Maboeta, 2016).

Nivel del perfil fisiológico de las comunidades

El nivel del perfil fisiológico de las comunidades (CLPP- por sus siglas en inglés) reportado por Weber y Legge (2010), utilizando placas de Biolog® EcoPlates, y un lector de microplacas SINERGY H1 Biotek™. La densidad óptica (DO) se corrigió restando la DO del agua, la actividad microbiana se expresó como el promedio del color desarrollado por cada pozo (AWCD - por sus siglas en inglés).

El análisis estadístico de los resultados se realizó con STATISTICA (versión 13.0 Dell Inc.®, Tulsa, Okla-homa, USA), para el análisis de las diferencias entre las medias se utilizó la U de Man-Whiney, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS

El análisis de metales pesados y metaloides (Figura 1 a-e) indican que, en un inicio, las concentraciones de As, Cd y Pb, en los SR y RP, fueron superiores a los niveles indicados por la normatividad mexicana (DOF, 2007), sin embargo, se observó un patrón de disminución de la concentración a través periodo de estudio, pero al final del estudio, de estos tres elementos solo el Cd bajó a niveles inferiores a los indicado por la normatividad. El contenido de Hg en los suelos durante el tiempo de estudio fue menor a lo establecido en la normatividad, sin embargo, en el suelo SR se observó un incremento de concentración en las dos últimas fechas (mayo y octubre 2022). En cuanto a las concentraciones de V en los tres suelos, estas también, en ningún momento superaron los niveles normados, pero sí presentó un patrón de disminución de concentración en el tiempo de estudio.

La actividad enzimática de los suelos (Figura 2 a-d) demuestra que la FOS (Figura 2a) de los RP y SR tuvieron un comportamiento semejante a través del tiempo, sin embargo, en la última fecha la actividad del SR fue menor a la observada en el RP. La ARS (Figura 2b) del SR fue similar a la presentada por el RP, pero en el último muestreo se observó una ligera activación en el SR. En la Figura 1c se observa que la GLU (Figura 2c) presentó fluctuaciones en el tiempo, en mayo 2021 presentó el nivel más alto, pero su actividad fue disminuyendo, presentando al final un nivel cercano al del RP. En los tres suelos de estudio la UR (Figura 2d) presentó un comportamiento similar con una activación a través del tiempo, sin diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tres suelos.

Figura 1. Efecto de la remediación en la concentración de metales pesados y metaloides

Figura 2. Actividades enzimáticas después de la remediación.

Figura 3. Evolución del AWCD después de la remediación.

Figura 4. Consumo de sustratos después de la remediación.

Con relación al perfil fisiológico de los microorganismos representado por el AWCD (Figura 3), en las placas de BIOLOG, se observa que en la segunda fecha el en SR el nivel disminuyó, pero a partir de la tercera fecha fue aumentando, logrando un nivel más alto que el obtenido en los otros dos suelos de estudio. Por otro lado, los resultados del consumo de sustratos (Figura 4 a-e) utilizados por los microorganismos, aminoácidos (AMI-Figura 4a), aminas/amidas (AMN-Figura 4b), carbohidratos (CAR- Figura 4c), ácidos carboxílicos (ACA- Figura 4d), y polímeros (POL-Figura 4e) en los tres suelos de

estudio tuvieron un comportamiento similar a través del tiempo. En las AMI se observa un aumento en su consumo en el mayo 2022, sin embrago, una ligera disminución se presentó en la última fecha, el nivel más bajo de consumo lo presentó el SR; el consumo de AMN fue alto en las tres primeras fechas, pero a partir de mayo 2021 fue disminuyendo, sin presentar al final diferencias significativas ($p>0.05$) entre los tres suelos.

Figura 5. Gráfica de doble proyección. En letras rojas resultados de actividades enzimáticas y BIOLOG. En letras azules los metales pesados y metaloides.

El consumo de CAR fluctuó a través del tiempo, sin embargo, al final se disminuyó su consumo, el SR presentó el consumo más alto. El consumo de ACA, se mantuvo constante a través del tiempo, manifestando solo ligeras fluctuaciones, con una tendencia a aumentar al final, donde el SR presentó un valor ligeramente más alto a los otros dos suelos. El consumo de POL en los tres suelos presentó una tendencia a disminuir a través del tiempo, pero en las dos últimas fechas se observó un aumento en su consumo, el menor consumo se observó en el SR.

DISCUSIÓN

Se ha reportado que los metales pesados tienen un efecto negativo sobre el funcionamiento del suelo y sobre sus parámetros biológicos, en especial los metales afectan el crecimiento, morfología y metabolismo de los microorganismos del suelo, provocando disturbios funcionales, desnaturalización de proteínas y destrucción de la

integridad de la membrana celular (Epelde *et al.,* 2009; Lee *et al.,* 2020). En nuestro estudio se observó un patrón de inhibición de las enzimas ARS>FOS>GLU>UR, similares a los reportados por Wasilkowski *et al.,* (2004) en donde las enzimas FOS y UR aumentaron su activación en un suelo, después de un proceso de remediación de Zn y Cd, con mayor activación de la UR. Xian *et al.,* (2015), observaron que la ARS fue la enzima de mayor sensibilidad a la toxicidad del suelo (Pb, As y Cd), lo cual también es congruente con nuestros resultados. En nuestro estudio, después del análisis del set de resultados, las enzimas ARS y UR presentaron correlaciones negativas ($p<0.05$) con los metales y metaloides analizados, excepto con el V. Pero estos elementos mostraron una correlación positiva con el AWCD. Se ha reportado (Lee *et al.,* 2020) que los elementos traza tóxicos presentan correlaciones negativas con las enzimas del suelo, pero esta disminución decrece a través del tiempo, atribuyendo tal fenómeno a un proceso de adaptación de los microorganismos al ambiente contaminado, en nuestros resultados se observó que la FOS aumentó ligeramente su actividad en las últimas fechas.

Por otro lado, diferentes estudios (Wasilkowski *et al.,* 2014; Kumpiene *et al.,* 2009; Hinojosa *et al.,* 2004) de evaluación de la efectividad de una remediación han reportado un aumento significativo de la actividad enzimática. Epelde *et al.,* (2009) reportaron que el AWCD en suelos con remediación alcanzaron niveles de 1.6 y sus suelos sin tratamiento de 0.7, los valores en nuestro estudio fueron en general, menores a este último valor, lo que indica un nivel bajo de actividad fisiológica de los microorganismos del suelo, con y sin remediación. Al igual que en nuestro estudio, en otros reportes (Im *et al.,* 2015; Yi y Sung, 2015) no se observó una recuperación significativa de la actividad enzimática después de la remediación.

Asimismo, el análisis de componentes principales (Figura 5) indicó la formación de dos grupos; uno hacia el PCA1 (que explica el 26.25%), donde se agrupan valores del suelo RN que se correlacionaron positivamente con este eje, las enzimas, los ACA, las AMN y el V; y el otro hacia el PCA2 (que explica el 20.42%) donde se agrupan los valores de los suelos RP y SR, que se correlacionaron negativamente con este eje, el Pb, As, Hg y Cd, los CAR, los POL, y el AWCD. Estos resultados son congruentes con los reportes en sitios contaminados sin remediación (Martínez-Toledo *et al.,* 2019). Evidenciado la necesidad de sustratos con fuentes accesibles de carbono y nitrógeno, y de la adaptación de estos microorganismos al consumo de estructuras complejas (ACA y POL).

CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados obtenidos del proceso de remediación, no se logró reducir el plomo y el arsénico a concentraciones normadas. Se evidenció un efecto inhibidor sobre las enzimas (principalmente en arilsulfatasa), excepto en la ureasa. En cuanto al consumo de fuentes de carbono el AWCD tiende a incrementar en el sitio remediado; los consumos de aminoácidos, ácidos carboxílicos y polímeros tienden a incrementarse con el tiempo y los de aminas y carbohidratos a disminuir. La recuperación de la salud del suelo sigue en proceso, por lo que se recomienda el seguimiento de la

evaluación y la continuación de las acciones, así como la evaluación de estudios de la toxicidad para dar un panorama más amplio de los efectos sobre el suelo a partir del proceso de remediación. Este estudio contribuye a generar información sobre el comportamiento de las comunidades microbianas y sus procesos bioquímicos importantes para ser tomados en cuenta en procesos de remediación. Se puede concluir que el monitoreo bioquímico es una herramienta útil y rápida para indicar el nivel de progreso de un proceso de remediación de suelos contaminados con metales pesados.

BIBLIOGRAFÍA

Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer M., Scheib, C., Flight, D., Voulvoulis, N. 2010. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. Environ. Int., 36, 609–622

Coordinación Estatal para el Fortalecimiento Institucional de los Municipios (CEFIM). 2013. Monografías de los municipios de México. San Luis Potosí.

Cele, E.N., Maboeta, M. 2016. Response of soil enzyme activities to synergistic effects of biosolids and plants in iron ore mine soils. Int. J. Environ. Sci. Technol. 13, 2117–2126. https://doi.org/10.1007/s13762-016-1043-y

Diario Oficial de la Federación (DOF). 2007. Norma Oficial Mexicana (NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004) Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. [Official Mexican Standard, which fixed the remediated concentration for polluted soils of arsenic, barium, beryllium, cadmium, hexavalent chromium, mercury, nickel, silver, lead, selenium, thallium, and/or vanadium. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4964569&fecha=02/03/2007#:~:text=NORMA%20Oficial%20Mexicana%20NOM%2D147,%2C%20talio%20y%2Fo%20vanadio (consultado 20 octubre de 2021)

Dick, R., 2011. Methods of soil enzymology, Soil Science Society of America (Ed), USA, pp. 104–108, 165–168, 195–198, 250–256

Epelde, L., Mijangos, I., Becerril, J.M., Garbisu, C. 2009. Soil microbial community as bioindicator of the recovery of soil functioning derived from metal phytoextraction with sorghum. Soil Biology and Biochemistry 41, 1788-1794.

FAO, 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. https://www.fao.org/3/i5199e/i5199e.pdf (Consultado 20 de junio 2023).

Hinojosa, M., Carrreira, J.A., García-Ruíz, R., Dick, R.P. 2004. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. Soil Biol. Biochem., 36, 1559-1568

Im, J.M., Yang, K., Jho, E.H., Nam, K. 2015. Effect of different soil washing solutions on bioavailability of residual arsenic in soils and soil properties. Chemosphere, 138, 253-258

Kumpiene, J., Guerri, G., Pietramellara, G., Nannipieri, P., Renella, G. 2009. Microbial biomass, respiration and enzyme activities after in situ aided phytostabilization of a Pb- and Cu-contaminated soil. Ecot. Environ. Safety, 72, 115-119

Lee, S., Kim, M., Kim, J., Kim, S.O. (2020). Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. Sustainability. 12, 8209. doi:10.3390/su12198209

Martínez-Toledo, A., Gonzalez-Mille, D.J., García-Arreola, M.E., Cruz-Santiago, O., Trejo-Acevedo, A., Ilizaliturri-Hernandez, C.A., 2019. Patterns in utilization of carbon sources in soil microbial communities

contaminated with mine solid wastes from San Luis Potosi, Mexico. Ecot. Environ. Safety, 208, 111493. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111493

Popek, E., 2018. Sampling and analysis of environmental chemical pollutants. Elsevier. ISBN 978–0-12–803202-2. 〈https://doi.org/10.1016/C2014-0-03819-1〉

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2013. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2012. SEMARNAT. México.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). 2021. Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas, abril, 2021. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2021/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/ibi_apps/WFServlet76f5.html. (consultado 20 enero de 2022)

Wasilkowski, D., Mrozik, A., Piotrowska-Seget, Z., Krzyzak, J., Pogrzeba, M., Płaza, G. 2014. Changes in enzyme activities and microbial community structure in Heavy Metal-Contaminated soil under in situ aided phytostabilization. Clean – Soil, Air, Water, 42 (9999), 1-8. doi: 10.1002/clen.201300631

Weber, K.P., Legge, R.L., 2010. Community-Level Physiological Profiling, In: Cummings S.P. (Ed.), Bioremediation, Chapter 16, Methods in Molecular Biology, 599, 263–281. Humana Press, Springer Science+Business Media, LLC. doi: 10.1007/978-1-60761-439-5 16

Xian, Y., Wang, M., Chen, E., 2015. Quantitative assessment on soil enzyme activities of heavy metal contaminated soils with various soils properties. Chemosphere, 239, 604-608. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.060

Yi, Y.M., Sung, K. 2015. Influence of washing treatment on the qualities of heavy metal-contaminated soil. Ecol. Eng., 81, 89-92

EVALUACIÓN DE LAS COMUNIDADES DE HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES ASOCIADOS A *Prosopis laevigata* EN EL VALLE DEL MEZQUITAL, HIDALGO

Chelsea Andrea Ponce Cruz[1]; Rosalva García Sánchez[1]; Eduardo Chimal Sánchez[1]; Arcadio Monroy Ata[1]

[1]Facultad de Estudios Superiores, Zaragoza, UNAM, Campus II, Batalla del 5 de mayo, esquina Fuerte de Loreto, Col. Ejército de Oriente, C.P. 09230, Iztapalapa, Ciudad de México. *seapedrel@gmail.com

RESUMEN

En las zonas áridas y semiáridas el factor más limitante del desarrollo vegetal es la disponibilidad de agua para las plantas, por lo que en estos ambientes las asociaciones mutualistas de las raíces con la microbiota edáfica favorecen el suministro de agua y nutrimentos a las plantas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la riqueza y diversidad de especies de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en islas de recursos de *Prosopis laevigata* en Santiago de Anaya y González Ortega, Valle del Mezquital, Hidalgo. Se recolectaron muestras de suelo rizosférico de 5 árboles de mezquite por cada zona; para extraer las esporas de los HMA y así identificar su riqueza, diversidad y composición de especies. Además para cada muestra de suelo se realizó un análisis de pH, CE, DA, DR, EP, MOS y fósforo disponible. Se identificaron 13 morfoespecies de HMA. *Diversispora clara* se registra por primera vez para México en la rizósfera de *P. laevigata* en un ecosistema semiárido. De la misma forma las especies *Septoglomus constrictum, Funneliformis halonatus, Rhizophagus aggregatus* y *Glomus macrocarpum* se documentan para el suelo rizosférico de *P. laevigata*. Santiago de Anaya presentó los valores más altos de espacio poroso y materia orgánica, mientras que González Ortega obtuvo los valores más altos en pH, densidad aparente y densidad real, así mismo, se encontró la mayor riqueza y diversidad de esporas de HMA. Las islas de recursos de *P. laevigata* son reservorios de la diversidad de estos hongos simbióticos importantes en la nutrición de las plantas.

PALABRAS CLAVE: *Islas de recursos; Materia orgánica; Micorrizas; Suelo rizosférico*

INTRODUCCIÓN

Dentro de las estrategias que han desarrollado las plantas para la colonización del medio terrestre, la simbiosis mutualista ha sido una de las más eficaces (Camarena-Gutiérrez, 2012), particularmente la asociación micorrízica. Un componente esencial de la microbiota edáfica son los hongos micorrízicos arbusculares (HMA), los cuales forman una densa red de hifas que exploran volúmenes de suelo más lejos que las raíces y aportan recursos hídricos y minerales. En el caso particular de los ecosistemas áridos y semiáridos, se ha reportado que el establecimiento vegetal se incrementa cuando se utilizan plantas micorrizadas, las cuales; se ha observado que tienen mayor protección y tolerancia a las condiciones adversas del suelo y del clima (Caravaca *et al.,* 2003).

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio: El estudio se llevó a cabo en junio del 2022, en dos localidades. Sitio 1: Santiago de Anaya 20°23'31''N, 98°56'22'' W, a una altitud de 2,024 msnm. Sitio 2: González Ortega 20°22'10''N 98°59'9'' W, a una altitud de 1980 msnm, ubicadas a 5 km aproximadamente de distancia entre sí dentro del Valle del Mezquital, Hidalgo, México.

El muestreo del suelo rizosférico se realizó en 5 árboles de mezquite (*P. laevigata)* en cada sitio, a los cuales se les midió la altura y cobertura de copa.

Extracción de esporas de HMA: Las esporas se obtuvieron del suelo a través de la técnica de tamizado húmedo, decantación y centrifugación en agua y sacarosa modificada de Brundrett *et al*. (1996). La identificación de los HMA fue mediante caracterización morfológica de las esporas.

Determinación de las propiedades físicas y químicas del suelo: pH, CE, MOS, fósforo extraíble fue con base a la NOM-021-SEMARNART (2000), mientras que la densidad aparente y real y espacio poroso fue como lo recomienda Guerra y Cruz (2014).

Los datos fueron analizados mediante un ANOVA de un solo factor y un análisis de componentes principales para buscar un ordenamiento de los sitio en función de la composición de los HMA y de las propiedades del suelo con el programa NCSS 2022.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las islas de recursos de *P. laevigata* presentaron 13 morfoespecies de HMA y se obtuvo un conteo total de 3021 esporas de ambos sitios. Santiago de Anaya presentó 1284 y 1737 González Ortega. Por cada 100 g de suelo rizosférico de cada mezquite se obtuvo un promedio de 151.1 esporas, estos valores están dentro del intervalo registrado en trabajos realizados previamente en el Valle del Mezquital y para el suelo rizosférico de *Prosopis laevigata*. Montaño (2000) registró 9 morfoespecies de HMA en agostaderos de Santiago de Anaya y González Ortega en el valle del Mezquital. Así mismo, Chimal-Sánchez *et al*. (2015) registraron una abundancia de esporas promedio de 216.4 y 29 morfotipos de HMA en matorrales xerófilos en el Valle del Mezquital.

En *Prosopis laevigata*, Monroy-Ata *et al.* (2016) obtuvieron una abundancia de esporas de 206 y un mínimo de 75 por 100 g de suelo seco y reportaron 6 géneros. García-Sánchez (2010) documentó 26 morfoespecies de HMA en *P. laevigata* y *Mimosa biuncifera*.

En ambas zonas se encontraron las siguientes morfoespecies de HMA: *Claroideoglomus etunicatum*, *Diversispora clara*, *Diversispora sp.*, *Entrophospora infrequens, Funneliformis halonatus, Funneliformis mosseae, Septoglomus constrictum* y *Septoglomus mexicanum* una nueva especie reportada en 2020 en islas de recursos del mezquite (Chimal-Sánchez *et al*., 2020), estas especies se encontraron en todas las muestras de ambos sitios, por lo que podrían considerarse generalistas. La distribución de estas especies parece no verse afectada por las propiedades de los suelos de los sitios; a pesar de que se obtuvieron

diferencias significativas en el espacio poroso, pH, densidad real, densidad aparente y el porcentaje de materia orgánica entre Santiago de Anaya y González Ortega.

En los suelos de Santiago de Anaya se encontraron 11 morfoespecies, de las cuales 3 solo se registraron en estos suelos (*Acaulospora afín mellea, Acaulospora sp*. y *Glomus macrocarpum),* mientras que en González Ortega fueron 10 morfoespecies, de las cuales solo 2 estuvieron en estos suelos (*Dominikia afín disticha* y *Rhizophagus aggregatus*), por lo que estas especies parecen preferir un tipo de suelo más que un mismo hospedero.

De las 13 morfoespecies identificadas en este estudio, *Diversispora clara* se registra por primera vez para México en el suelo rizosférico de *Prosopis laevigata*.

Septoglomus constrictum y *Glomus macrocarpum* se han registrado en distintas localidades de México, por ejemplo, ambas especies se identificaron en los suelos de huertos de aguacates en Uruapan, Michoacán, por Raya-Montaño *et al*. (2019) y en matorrales xerófilos de México por Polo-Marcial *et al*. (2021*). Glomus macrocarpum* también se ha encontrado en el suelo rizosférico de *Coffea arabica* en las cercanías del volcán Tacaná (Región del Soconusco), al sur del estado de Chiapas, México por Bertolini *et al*. (2020), mientras que *Septoglomus constrictum* se ha observado en el suelo rizosférico de *Jacaratia mexicana* en selvas bajas caducifolias del Golfo de México por Rodríguez *et al*. (2010) y en cultivos de maíz en la región de Nizanda, Oaxaca por Guadarrama-Chávez (2007); sin embargo no se han encontrado registros de estas dos especies asociadas a los ecosistemas áridos en *Prosopis laevigata*, por lo que también es un nuevo registro. De la misma forma, *Funneliformis halonatus* y *Rhizophagus aggregatus* no se han descrito para *Prosopis laevigata*, pero sí en México; *Funneliformis halonatus* por ejemplo, se ha encontrado en pastizales de Veracruz (Rose Y Trappe, 1980), mientras que *Rhizophagus aggregatus* se ha reportado en suelos agrícolas para el cultivo de maíz en el ejido La Cofradía, Guasave, Sinaloa por Cervantes-Gámez *et al*. (2021).

La riqueza y diversidad de esporas de HMA en este estudio se debe principalmente a la materia orgánica, pues en Santiago de Anaya se registró un promedio de 18.15%, mientras que en González Ortega un 9.5%, lo que dio como resultado a una mayor riqueza y mayor diversidad de esporas de HMA en los suelos bajos de materia orgánica de González Ortega, por lo que en este estudio, se observó que a menor materia orgánica la diversidad y riqueza de esporas de HMA aumenta.

Esta proporcionalidad se ve reflejada en las variables de densidad aparente y densidad real, ya que aumentan al tener valores bajos en materia orgánica.

CONCLUSIONES

Las islas de recursos de *P. laevigata* con las mayores alturas y coberturas se presentaron en González Ortega, así como una la mayor riqueza y diversidad de esporas de HMA. *Diversispora clara* se registra por primera vez para México en el suelo rizosférico de *Prosopis laevigata,* de la misma forma las especies *Septoglomus constrictum, Funneliformis halonatus, Rhizophagus aggregatus* y *Glomus macrocarpum* se reportan para el suelo

rizosférico de *Prosopis laevigata*. El análisis de componentes principales sugiere que la materia orgánica, densidad aparente y real, pH y espacio poroso son las variables que influyen en la comunidad de esporas de los HMA, ya que a menor cantidad de materia orgánica y mayor espacio poroso se presentó alta diversidad y riqueza de esporas. La islas de recursos de *P. laevigata* en ecosistemas semiáridos de Santiago de Anaya y González Ortega al tener influencia en propiedades y recursos del suelo afectaron las comunidades de HMA.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo financiero para la realización de este estudio a la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM, mediante el proyecto PAPIIT IN218121.

BIBLIOGRAFÍA

Bertolini V., Montaño N. M., Salazar-Ortuño B. L., Chimal-Sánchez E., y Varela L. (2020). Diversidad de hongos micorrizógenos arbusculares en plantaciones de café (*Coffea arabica*) del volcán Tacaná, Chiapas, México. Acta botánica mexicana, (127), e1602.

Brundrett, M. (2004). Diversity and classification of mycorrhizal associations. Biological Reviews 79(3): 473-495.

Camarena-Gutiérrez G. (2012). Interacción planta-hongos micorrízicos arbusculares. México: Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente, 18(3), 409-421p.

Caravaca, F., Barea J.M., Palenzuela J., Figueroa D., Alguacil M.M. y Roldán A. (2003). Establishment of shrub species in a degraded semiarid site after inoculation with native or allochtonous arbuscular mycorrhizal fungi. Applied Soil Ecology 22: 103-111p.

Cervantes-Gámez, R. G., Peñuelas-Rubio, O., Araujo-Benard N., Fierro-Coronado, R. A., Trejo-Aguilar D., Maldonado-Mendoza I., y Cordero-Ramírez, J. (2021). Diversidad de hongos micorrízicos arbusculares asociados a plantas voluntarias de maíz en suelos de transición: ecosistema natural - uso agrícola. Scientia fungorum, 51, e1330.

Chimal-Sánchez E., García-Sánchez R., y Hernández-Cuevas, L. (2015). Gran riqueza de hongos micorrizógenos arbusculares en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Revista mexicana de micología, 41, 14-26.

Chimal-Sánchez, E., Senés-Guerrero, C., Varela, L., Montaño, N. M., García-Sánchez, R., Pacheco, A., y Camargo-Ricalde, S. L. (2020). *Septoglomus mexicanum*, a new species of arbuscular mycorrhizal fungi from semiarid regions in Mexico. Mycologia, 112(1), 121-132.

Guadarrama, P., Camargo-Ricalde, S. L., Hernández, L. y Castillo-Argüero, S. (2007). Los hongos micorrizógenos arbusculares de la región de Nizanda, Oaxaca, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 81: 131-137.

Guerra H., E. A., y Cruz F. G. (2014). Métodos de evaluación y diagnóstico para agua y suelo. México: FES Zaragoza (PAPIME).

Monroy-Ata A., Peña-Becerril, J. C, y García-Díaz, M. (2016). Mycorrhizal Symbiosis Organization of Dominant Tree Prosopis laevigata (Mesquite) in a Xeric Shrub of Central Mexico. En: Pagano, M.C. (Ed.). Recent Advances on Mycorrhizal Fungi. Springer International Publishing. Suiza, pp: 35-45.

Montaño Arias, N.M. (2000). Potencialidad de los hongos micorrizógenos arbusculares de las islas de fertilidad de mezquite (*Prosopis laevigata*) de dos agostaderos semiáridos del Valle de Actopan, México

central, un enfoque ecológico para recuperar la vegetación. (Tesis Licenciatura, FES Zaragoza, UNAM, México)

Norma Oficial Mexicana NOM-021-SEMARNART-2000 que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de los suelos. Estudio, muestreo y análisis.

Polo–Marcial M., Lara-Pérez L., Tomio B., Margarito–Vista X., y Andrade-Torres A., (2021). Glomeromycota in Mexico, a country with very high richness. Sydowia, 74, 33-63.

Rodríguez Zulueta R., Vareña L., Aguilar S, Trejo D., y Lara L. (2010). Estatus micorrízico de *Jacaratia mexicana* y hongos formadores de micorriza arbuscular presentes en selvas bajas caducifolias del Golfo de México. Revista Mexicana de Micología 31; 37 – 44.

Rose S. L, y Trappe J. M. (1980). Three new endomycorrhizal *Glomus spp*. Associated with actinorhizal Shrubs. Mycotaxon Vol. X No. 2, pp. 413-420.

FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON Pb, Ni y Cr EN ATLIXCO, PUEBLA

Diana Ávila-Gonzalez[1]; Rosalía Castelán-Vega[1,2]; José Víctor Tamaríz-Flores[1,2*]

[1] Posgrado en Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur y Av. San Claudio, Ciudad Universitaria Puebla, Pue. México; [2] Centro de Investigación en Ciencias Agrícolas, Instituto de Ciencias; Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 14 sur 6301, Col. San Manuel, Puebla, Pue. C.P.72570.*jose.tamariz@correo.buap.mx

RESUMEN

La intensa actividad industrial y disposición clandestina e incontrolada de residuos han producido en el estado de Puebla grandes cantidades de contaminantes, contribuyendo en gran medida a la alteración del ambiente edáfico, incorporando elementos potencialmente tóxicos en cantidades que el sistema suelo no es capaz de amortiguar. Esto perjudica a los organismos, propiciando un riesgo latente por bioacumulación en los subsecuentes niveles tróficos a largo plazo. El objetivo de esta investigación fue la evaluación del suelo agrícola, en tres comunidades que han sido irrigadas con aguas municipales e industriales del río Atoyac durante varias décadas y que fue remediado a través de la fitoextracción con *Zinnia elegans, Chrysopogon zizanioides, Tagetes erecta y Helianthus annuus*, a través de un diseño completamente aleatorio, se obtuvieron muestras de suelo y plantas correspondientes a 30, 60, 90,120 y 150 días de su crecimiento, respectivamente. Posteriormente se determinó la concentración total de Pb, Cr, Ni; encontrando su disminución en el suelo a 90, 120 y 150 días de tratamiento determinado a través de la tasa de remediación y confirmado con el factor de bioconcentración. Este estudio indica que la fitoextracción con alguna de estas especies acumuladoras podrá ser utilizada en el futuro para enfoques prácticos en la reducción de elementos potencialmente tóxicos en suelos, sobre todo en regiones rurales en donde no existe la posibilidad de contar con plantas tratadoras de aguas residuales y mejorando la calidad de los productos producidos en estas regiones.

PALABRAS CLAVE: *Metales, Fitoextracción, Factor de bioacumulación, Factor de traslocación.*

INTRODUCCIÓN

La presencia de concentraciones nocivas de elementos potencialmente tóxicos tiene un efecto adverso en los diferentes niveles tróficos. Es así que en México se ha incrementado la implementación de técnicas que procuren la remediación de suelos contaminados. Actualmente, la utilización de tratamientos biológicos ha aumentado; como la aplicación de especies vegetales capaces de absorber, tolerar y acumular altas concentraciones de contaminantes principalmente en las partes áreas (Delgadillo et al., 2011). La fitoextracción suele tener gran aceptación por parte de los organismos o agencias regulatorias, ya que al tratarse de un proceso natural no modifica

sustancialmente la estructura del suelo. En el estado de Puebla, existe particular atención en la contaminación del suelo de uso agrícola ya que ha aumentado debido a fuentes directas o indirectas como el manejo inadecuado de residuos, las descargas a los ríos, de aguas residuales sin tratamiento tanto residenciales como de parques industriales que son utilizadas para riego, así como el incremento en la polución y deposición de partículas aéreas y malas prácticas agronómicas; deteriorando la calidad del suelo y de los productos agrícolas. Esto pone en riesgo la seguridad alimentaria actual y futura de la sociedad poblana. A través de esta investigación se busca proporcionar un panorama general de la utilización de la tecnología de fitoextracción con diversas especies vegetales y su implementación en suelos agrícolas como medida de regulación de elementos potencialmente tóxicos a largo plazo en comunidades de la región de Atlixco, Puebla.

MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio comprende al municipio de Atlixco (Fig.1). Abarca un área de 293.01 km^2, ocupa el 0.85 % de la superficie del estado y cuenta con 164 localidades. Se encuentra a una altitud promedio de 1840 msnm y pertenece a la región del Valle de Atlixco y Matamoros, colinda al norte con el municipio de Tianguismanalco, al este con Santa Isabel Cholula, Ocoyucan, Teopatlán y Tochimiltzingo; al sur con Huaquechula y Tochimiltzingo, y al oeste con Atzitzihuacán y Tochimilco (INEGI, 2016).

Las muestras se obtuvieron en zigzag a una profundidad de 30 cm siguiendo los criterios establecidos por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Se les determinaron las siguientes propiedades (NOM-021-RECNAT-2000): pH; conductividad eléctrica; materia orgánica; textura y C.I.C. La determinación de los metales en suelo se realizó mediante digestión ácida HNO_3, pesando 0.1 g de muestra en una unidad de microondas MARSX press. Se filtraron las muestras con papel Whatman 42 aforándose a 50 ml, (EPA, 2007). En los extractos se determinaron Pb, Ni y Cr por espectroscopía de AA en el equipo SPECTRA 55B Varian con mezcla aire – acetileno. La etapa de fitoextracción fue realizada a partir del mes de junio a diciembre en tres parcelas donde las concentraciones de metales totales fueron mayores a los límites permisibles normados por la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004.

Figura 1. Ubicación del municipio de Atlixco, Puebla (adaptado de INEGI a, 2016)

Se seleccionaron las siguientes especies vegetales: *Helianthus annuus, Chrysopogon zizanioides, Zinnia elegans y Tagetes erecta*, tomando en cuenta su capacidad de absorción. Se procedió a delimitar en cada unidad experimental espacios de tamaño uniforme para colocar a las 3 especies vegetales. La colocación de las especies se realizó al azar y se denominó tratamiento A, B y C. Se monitoreó a cada especie en las diferentes etapas de su desarrollo vegetativo, se realizaron 5 muestreos de cada una de las especies tomando 10 plantas al azar, así como la correspondiente muestra de suelo a los 30, 60, 90, 120 y 150 días respectivamente, para su posterior análisis. El contenido de metales en tejidos vegetales se realizó mediante digestión con H_2SO_4 y H_2O_2 al 30 %, adicionando 0.3 g de muestra vegetal en la unidad de microondas MARSX press. Se filtraron las muestras con papel Whatman 42 aforándose a 50 ml. Se determinaron los metales en estudio mediante espectroscopía de AA. Se calculó el factor de bioconcentración (FBC) o tasa de remediación, para medir la capacidad de la planta de extraer el metal, (Argota *et al*., 2014), (1). El factor de translocación (FT) que determina en que parte vegetal es mayor el contenido del elemento, se obtuvo con la ecuación (2) (adaptada de García-Gallegos *et al*., 2011):

$$FBC = \frac{[EPT]_{planta}}{[EPT]_{suelo}} \quad \text{(Ec. 1)}$$

$$FT = \frac{[EPT]_{partes\ aéreas}}{[EPT]_{raíz}} \quad \text{(Ec. 2)}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las propiedades de los suelos nos indican una textura franca-arcillosa, pH cercanos a la neutralidad, los contenidos de arcilla se encuentran en niveles que podrían indicar una adsorción media de los metales, los contenidos de MOS están en niveles bajos dado que los suelos son de uso intensivo constantemente, los valores de CE están reflejando valores de una ligera acumulación de sales debido a la calidad de agua utilizada. Los contenidos de los metales en los suelos se encuentran por arriba del límite permitido según la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004, los que refleja el efecto de las aguas residuales utilizadas para riego y la aplicación regular de agroquímicos. (GarcíaCarrillo et al. 2020)

Cuadro 1. Análisis fisicoquímicos de suelos de las tres comunidades (valores promedio)

Localidad	pH H_2O 1:2	C.I.C. Cmol(+) kg^{-1}	Arcilla %	M.O. %	C.E: dS m^{-1}
10 abril	6.3	21.7	23.6	3.1	1.8
S. Juan Portezuelo	6.9	21	24.8	1.6	1.9
Emilio Portes Gil	6.5	24	28.0	3.2	2.1

Cuadro 2. Contenido inicial de metales en los suelos de las 3 comunidades (valores promedio, ppm)

Localidad	Pb	Cr	Ni
10 abril	117	48	171
San Juan Portezuelo	95	22	125
Emilio Portes Gil	133	63	179

Los valores de bioconcentración de las 4 especies se presenta en el siguiente orden:

Plomo: *Chrysopogon zizanioides* en 150 días >*Zinnia elegans* en 150 días > *Helianthus annuus* en 150 días > *Tagetes erecta* en 120 días. Cromo: *Chrysopogon zizanioides* en 150 días > *Zinnia elegans* en 120 días > *Helianthus annuus* en 90 días > *Tagetes erecta* en 150 días. Níquel: *Helianthus annuus* en 120 días> *Chrysopogon zizanioides* en 120 días > *Zinnia elegans* en 90 días >*Tagetes erecta* en 120 días.

Los valores encontrados presentan resultados similares a los encontrados por Zhoe X. 2019, para Helianthus annuus. En cuanto al factor de traslocación, la especie *Helianthus annuus* es capaz de acumular una mayor concentración a nivel tallo y hojas que en raíz, a partir de los 60 días. La especie es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja una mayor concentración que en raíz y a partir de los 120 días a nivel flor en ambas unidades experimentales asegurando el contenido de níquel en partes aéreas. La especie *Zinnia elegans* se comportó como las especies *Populus alba* y *Morus alba,* las cuales en concentraciones establecidas mayores a 400 mg/kg de níquel, la mayor acumulación se encontró a nivel tallo y hojas (Rafati *et al*., 2011). Se determinó que el FT fue mayor a 1 en la mayoría de los muestreos confirmando que la especie *Tagetes erecta*es es capaz de acumular desde los 30 días en tallo y hoja una mayor concentración que en raíz en la UE.1 mientras que en la UE.2 esta observación se dio a partir de los 60 días, asegurando el contenido de níquel en partes aéreas similar, a lo obtenido por Bosiacki & Wojciechowska (2012).

CONCLUSIONES

La fitoextracción *in situ* muestra que es difícil mantener el sistema en condiciones controladas, y a partir de la experimentación se comprueba que el proceso de remediación ambiental es multivariable, siendo necesario reforzarse mediante investigación y experimentación en campo.

La especie *Zinnia elegans,* nativa de México, ha mostrado ser tolerante a los diversos elementos potencialmente tóxicos encontrados en suelo agrícolas y debido a su costo-beneficio como especie ornamental, su aplicación en la fitoextracción ayudará en la reducción de elementos potencialmente tóxicos en las regiones rurales.

BIBLIOGRAFÍA

ARGOTA, G., ENCINAS, M., ARGOTA, H., & IANNACONE, J. (2014). COEFICIENTES BIOLÓGICOS DE FITORREMEDIACIÓN DE SUELOS EXPUESTOS A PLOMO Y CADMIO UTILIZANDO ALOPECURUS MAGELLANICUS BRACTEATUS Y MUHLENBERGIA ANGUSTATA (POACEAE), PUNO, PERÚ. THE BIOLOGIST, 12(1), 99-108

DELGADILLO, A., GONZÁLEZ-RAMÍREZ, C., PRIETO-GARCÍA, F., VILLAGÓMEZ-IBARRA, J. AND ACEVEDO- SANDOVAL, O. (2011): FITORREMEDIACIÓN: UNA ALTERNATIVA PARA ELIMINAR LA CONTAMINACIÓN, TROPICAL AND SUBTROPICAL AGROECOSYSTEMS, 597- 612

GARCÍA-CARRILLO, M., J. G. LUNA-ORTEGA, M. Á. GALLEGOS-ROBLES, P. PRECIADO-RANGEL, M. G. CERVANTES-VÁZQUEZ. 2020. IMPACTO DE AGUAS RESIDUALES SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES Y ACUMULACIÓN DE METALES PESADOS EN EL SUELO. TERRA LATINOAMERICANA 38: 907-916. DOI: **https://doi.org/10.28940/terra.v38i4.556**

GARCÍA-GALLEGOS, E., HERNÁNDEZ-ACOSTA, E., GARCÍA-NIETO, E., & ACEVEDO-SANDOVAL, O. A. (2011). CONTENIDO Y TRASLOCACIÓN DE PLOMO EN AVENA (AVENA SATIVA, L.) Y HABA (VICIA FABA, L.) DE UN SUELO CONTAMINADO. REVISTA CHAPINGO. SERIE CIENCIAS FORESTALES Y DEL AMBIENTE, 17(1), 19-29

INEGI (2016) MAPA DIGITAL DE MÉXICO. RECUPERADO DE HTTP://GAIA.INEGI.ORG.Mx

NOM-021-RECNAT-2000. NORMA OFICIAL MEXICANA, QUE ESTABLECE LAS ESPECIFICACIONES DE FERTILIDAD, SALINIDAD Y CLASIFICACIÓN DE SUELOS. ESTUDIOS, MUESTREO Y ANÁLISIS.

NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. NORMA OFICIAL MEXICANA, QUE ESTABLECE CRITERIOS PARA DETERMINAR LAS CONCENTRACIONES DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR ARSÉNICO, BARIO,BERILIO, CADMIO, CROMO HEXAVALENTE, MERCURIO, NÍQUEL, PLATA, PLOMO, SELENIO, TALIO

ZHAO, X.; JOO, J.C.; LEE, J.K.; ET AL. 2019. MATHEMATICAL ESTIMATION OF HEAVY METAL ACCUMULATIONS IN HELIANTHUS ANNUUS L. WITH A SIGMOID HEAVY METAL UPTAKE MODEL. CHEMOSPHERE 220: 965-973.

OTUNOLA, B.O., AGHOGHOVWIA, M.P., THWALA, M. ET AL. HEAVY METAL PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF VETIVER GRASS AND INDIAN MUSTARD UPDATE ON ENHANCEMENTS AND RESEARCH OPPORTUNITIES. WATER AIR SOIL POLLUT 233, 154 (2022). **HTTPS://DOI.ORG/10.1007/S11270-022-05620-X**

BOSIACKI, M., & WOJCIECHOWSKA, E. (2012). PHYTOEXTRACTION OF NICKEL BY SELECTED ORNAMENTAL PLANTS. ECOLOGICAL CHEMISTRY AND ENGINEERING S, 19(3), 331-345

RAFATI, M., KHORASANI, N., MOATTAR, F., SHIRVANY, A., MORAGHEBI, F., & HOSSEINZADEH, S. (2011). PHYTOREMEDIATION POTENTIAL OF POPULUS ALBA AND MORUS ALBA FOR CADMIUM, CHROMUIM AND NICKEL ABSORPTION FROM POLLUTED SOIL. INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH, 5(4), 961-970.

HYDROLOGICAL RESPONSE OF CORN STOVER MULCH LAYERS MEASURED NEAR THE SOIL SURFACE

Aurelio Guevara Escobar[1]; Mónica Quejeiro Bolaños[1]; Mónica Cervantes-Jiménez[1*]; Israel Gustavo Carrillo Angeles[1]

[1] Universidad Autónoma de Querétaro. Boulevard de las Ciencias s/n Juriquilla CP 76230, Querétaro, México. *monica.cervantes@uaq.mx

ABSTRACT

Management of crop residues at the soil surface is promising for ecological restoration due to the advantages in terms of soil protection, moisture conservation, carbon sequestration, and other benefits. Here, the time domain reflectometry (TDR) technique was used to measure the impact of corn stover mulch layers on soil water content. Mulch treatments were 0.0, 1.0, 1.5 kg m^{-2}, and TDR were instrumented at the mulch-soil interface and at a soil depth of 5 cm. Increases in soil moisture were delayed by 38 min due to mulch layers. After 12 and 24 h of a low intensity rain event spanning for 4 h (7 mm), the soil moisture was different between treatments 1.5 > 1.0 > 0.0. The use of corn stover mulch increased soil water content compared to the bare soil treatment.

KEYWORDS: *Derivatives; Soil protection; Soil restoration; TDR*

INTRODUCTION

An ecosystem to be restored usually requires soil management practices that facilitate revegetation; this is especially important in semi-arid areas where drought is the main factor in seedling mortality (Khurana and Singh, 2002; Ceccon *et al*. 2004), so a method that effectively improves soil moisture retention is desirable. Mulching is a widespread soil management practice in crop production, but its use has recently gained attention in ecological restoration practices because of the benefits it can provide to soil properties by maintaining soil moisture, regulating temperature, and protecting soil from the erosive effects of wind and water (Ghouse Peera *et al*., 2020). The use of organic mulches, such as crop residues, eliminates the need for plastic materials and reduces costs (Nakamura *et al*., 2003; Jordan and Jones, 2007); in addition, organic mulches promote invertebrate colonization, stabilize soil aggregates, and reduce compaction, thereby improving water retention (Barzegar *et al*., 2002; Benigno *et al*., 2013).

Mulching can serve as an alternative method to maintain soil moisture by slowing down the process of soil wetting through interception. It is known that mulch or leaf litter on the soil intercepts a fraction of the rainwater that reaches the surface. This intercepted water evaporates once the water supply has stopped (Brutsaert, 2010). Thus, water only reaches the soil when the storage capacity of the vegetation cover is reached, slowing down the processes of runoff and infiltration (Baiamonte, 2016). This can be highly desirable for soil retention and recovery during ecosystem restoration. However, there is limited information available on the impact of mulch on water transfer in subsurface soil layers in experimental designs.

The objective of this study was to evaluate the effect of corn stover mulch layers with different thicknesses on the wetting process of the topsoil by rainwater using the Time Domain Reflectometry (TDR) technique. In general, it was hypothesized that mulching produces a delay in rainfall infiltration. This delay can favor the wetting process of the surface soil layer by potentially increasing water infiltration and reducing surface runoff.

MATERIAL AND METHODS

The study was conducted in a clearing of subtropical deciduous forest (Rzedowsky 2006), on the hillside of Santacruz Volcano at 1990 m asl (Arango-Guevara, *et al*. 2007), in Querétaro, Mexico (20.65 N, 100.25 W). Soils are pelic vertisols, with high content of black swelling clay (Vázquez-Martínez *et al*., 2022). The local climate is temperate with summer rains with averages of annual rainfall of 520 mm and temperature of 17.5 °C. The experimental site has a 10° slope, has been bare for the past year and shows signs of rill erosion. At the site, soil is superficial and has abundant volcanic rocks, the soil surface is 20 to 40 cm from the sedimentary-volcanic basement of fractured units and pyroclasts.

Plots were instrumented on July 15, 2023, after a rain event of 13 mm occurring on July 7, according to the closest weather station. Fifteen CS616 (Campbell Scientific Inc.) TDR probes were connected to a CR1000 datalogger to measure volumetric water content (θ) at 10 sec intervals. A tipping bucket rain gauge (TE525MM-L, Campbell Scientific Inc.) measured accumulated rainfall every 10 sec. The examined rain event had a total rainfall of 7.7 mm with maximum intensity of 0.5 mm min^{-1} and duration of almost 4 h. This rain event was of low intensity and long duration.

Treatments were applied using a completely randomized design with two factors: the TDR probe position and mulch treatment. Mulch treatments consisted of air-dry masses of 0.0, 1.0, and 1.5 kg of dry corn stover, which were uniformly applied to a 1 m2 plot and covered with a fastened chicken wire mesh to keep the material in place. Each plot was considered as an experimental unit, with three plots randomly assigned to each treatment. The second factor was the horizontal position of the TDR probe, which recorded θ either at the soil mulch interface (0 cm) or buried at a soil depth of 5 cm. A small trench was dug, and the TDR probe was placed horizontally, perpendicular to the terrain slope and covered with soil. Each treatment was replicated three times. The treatment combination of 0.0 kg of mulch and θ measured at 0 cm was not instrumented. The control group consisted of 0.0 kg of mulch and a 5 cm measurement position combination.

From the θ TDR output, several variables were calculated and used as response variables or covariates. The change in water content (Δθ) was calculated as: $\Delta\theta = \theta t - \theta o$, where t represents the time at a 10 s time step and θo represents the water content just before rainfall began. The time trend of Δθ was modeled as a Fourier 2x10 series using Table Curve 2D v 5.01 (Systat Software Inc., USA). The rate of change in water content

was represented by the first derivative for each model (instantaneous rate), and the maximum positive value of the first derivative ($v\theta max$) during the wetting phase was used as a covariate. Another covariate was θo. Response variables were $\Delta\theta$ at 12 and 24 hours after the start of rainfall ($\Delta\theta 12$ and $\Delta\theta 24$). Variables $\Delta\theta 12$, $\Delta\theta 24$, and $v\theta max$ were square root transformed.

For mulch treatments of 1.0 and 1.5 kg m^{-2} of corn stover, the lag was calculated as the time between the start of the rain event and the point at which the soil water content at a depth of 5 cm began to increase. The first derivative was calculated at a time step of 90 s, and the time lag was determined when its value started to increase by a threshold of 0.0001. A t-test was used to determine differences between treatments. Differences between the means of TDR probe positions were identified using the F-test from ANOVA, and Tukey's multiple comparison of means was used to identify differences between mulch treatments. Significance was set at $\alpha = 0.05$. A threshold of 10 was used for the variance inflation factor to detect multicollinearity. All tests were performed using R (R Core Team, 2013).

RESULTS AND DISCUSSION

The change in water content ($\Delta\theta$) was significantly different ($p < 0.05$) for all treatments after 12 and 24 hours of the rain event (Table 1). The fitted ANOVA models had an adjusted r^2 of 0.97 and 0.90, respectively. The initial water content (θo) and the maximum first derivative ($v\theta max$) during the wetting phase were important covariates. The time trend of soil water content (θ) at a depth of 5 cm for the mulch treatments was characterized by a rapid increase in θ, followed by reaching a stable plateau for the remainder of the period (Figure 1A). The time trend in the control group increased slowly, and $\Delta\theta$ were lower in magnitude when compared to the mulch treatments. The values of θ at the soil-mulch interface followed a similar time trend. However, when comparing the 1.5 and the 1 kg m^{-2} mulch treatments, the latter had higher θ values most of the time and then were lower at the end of the examined period (Figure 1B). In both mulch treatments the soil water content started to increase at a similar time, 37 and 39 min after the rainfall event started ($p > 0.05$). The control treatment increased θ very slowly, suggesting that rainfall was not infiltrated (Figure 1, green line).

Square 1. Back transformed means of change in water content ($\Delta\theta$) after 12 and 24 hours of a 7.7 mm rain event measured at the soil-mulch interface (0 cm) or 5 cm soil depth.

Mulch mass	$\Delta\theta 12$ (v/v)		$\Delta\theta 24$ (v/v)	
(kg m^{-2})	0 cm	5 cm	0 cm	5 cm

0			0.077	a			0.097	a
1	0.082	a	0.175	c	0.045	a	0.168	c
1.5	0.070	b	0.101	b	0.064	b	0.105	b
SD	0.026		0.057		0.027		0.047	

Means with different letter within the same column were different ($p < 0.05$). SD: Pooled standard deviation.

Figure 1. Average time trends of soil water content (θ) measured at 5 cm soil depth A) or water content at the soil-mulch interface B). Mulch treatments were 0, 1 and 1.5 kg m^{-2} of corn crop residue.

The reason why the bare soil did not readily wet in this experiment could be explained by water repellency caused by the high clay content in the soil, as well as hydrophobic organic compounds present in macropores from microorganism, plant or animals (Doerr *et al.*, 2000). Low intensity events have a drop size distribution smaller

than 1 mm (Mason and Andrews, 1960); these drops may evaporate before they can penetrate the soils due to higher surface tension (Hallin *et al*., 2013). Also, clay soils may experience surface sealing, which can cause temporary ponding and runoff. Even gentle, low-intensity rainfall can result in crusting (Tanaka *et al*., 1999). Somehow, the two layers of mulch examined showed a different pattern of wetting of the underlying soil stratum. The concept of rainfall interception by canopies, which involves partitioning water into splash, storage, and throughfall, can also be applied to mulch layers. Particularly, dripping water would have a different drop size distribution, and coalesced larger drops may infiltrate faster than rain drops.

CONCLUSION

Soil water content at the depth of 5 cm increased after 38 min of a low intensity rain event when the soil was covered by corn stover mulch layers of 1 or 1.5 kg m^{-2}. Subsequently, the soil water content started to increase rapidly. In contrast, in the bare soil (control), the soil water content increased slowly. After 12 and 24 hours, the soil under the mulch covers was wetter than the control treatment. Additionally, the 1.0 and 1.5 kg m^{-2} mulch layers were also different from each other, where the 1.0 kg layer showed higher water content.

REFERENCES

Arango-Guevara, A. F, Mitre-Salazar, L. M, & Martinez-Reyes, J. (2007). Actualización del conocimiento geológico en la Cuenca del Río Chichimequillas, Estado de Querétaro, México. Trabajos de Geología, (27) 29-39.

Baiamonte, G., & Singh, V. P. (2016). Overland flow times of concentration for hillslopes of complex topography. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *142*(3), 04015059. doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000984

Barzegar, A. R., Yousefi, A., & Daryashenas, A. (2002). The effect of addition of different amounts and types of organic materials on soil physical properties and yield of wheat. *Plant and soil*, *247*(2), 295-301. doi.org/10.1023/A:1021561628045

Benigno, S. M., Dixon, K. W., & Stevens, J. C. (2013). Increasing soil water retention with native-sourced mulch improves seedling establishment in postmine Mediterranean sandy soils. *Restoration Ecology*, *21*(5), 617-626. doi/10.1111/j.1526-100X.2012.00926.x

Brutsaert, W. (2010). Hydrology: An Introduction, 5th ed.; Cambridge University Press: Cambridge, UK.

Ceccon, E., Sánchez, S., & Campo, J. (2004). Tree seedling dynamics in two abandoned tropical dry forests of differing successional status in Yucatán, Mexico: a field experiment with N and P fertilization. *Plant ecology*, *170*, 277-285. doi/10.1023/B:VEGE.0000021699.63151.47

Doerr, S. H., Shakesby, R. A., & Walsh, R. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, *51*(1-4), 33-65. doi.org/10.1016/S0012-8252(00)00011-8

Hallin, I., Douglas, P., Doerr, S. H., & Bryant, R. (2013). The role of drop volume and number on soil water repellency determination. *Soil Science Society of America Journal*, *77*(5), 1732-1743. doi:10.2136/sssaj2013.04.0130

Jordan, K. K., & Jones, S. C. (2007). Invertebrate diversity in newly established mulch habitats in a Midwestern urban landscape. *Urban Ecosystems*, *10*, 87-95. doi.org/10.1007/s11252-006-0003-6

Khurana, E., & Singh, J. (2001). Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: A review. *Environmental Conservation, 28*(1), 39-52. doi:10.1017/S0376892901000042

Mason, B. J., & Andrews, J. B. (1960). Drop-size distributions from various types of rain. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *86*(369), 346-353. https://doi.org/10.1002/qj.49708636906

Nakamura, A., Proctor, H., & Catterall, C. P. (2003). Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management & Restoration*, *4*, S20-S28. doi/10.1046/j.1442-8903.4.s.3.x

Pedda Ghouse Peera, S.K., Debnath, S., & Maitra, S. (2020). Mulching: Materials, advantages and crop production. In: Protected Cultivation and Smart Agriculture; Maitra, S., Gaikwad, DJ, Tanmoy, S., Eds, 55-66. doi/10.30954/NDP-PCSA.2020.6

R Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation: Vienna, Austria. 2673 p.

Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 504 pp.

Tanaka, U., Yokoi, Y., Kosaki, T., & Kyuma, K. (1999). Mechanisms and processes of crust formation on artificial aggregates: III. Relations between natural rainfall characteristics and degree of crusting. *Soil Science and Plant Nutrition*, *45*(3), 537-549. doi: 10.1080/00380768.1999.10415817

Vázquez-Martínez, B. E., Zavala-Gómez, C. E., Ramos-López, M. A., Vela-Correa, G., Flores-Macías, A., González-Chávez, M. M., ... & Zavala, G. A. (2022). Soil characteristics and salicylic acid supplementation in castor bean (*Ricinus communis* L.) oil production. *Chilean journal of agricultural & animal sciences*, *38*(1), 84-93. doi.org/10.29393/CHJAAS38-8SCBG120008

IMPACTO DE JALES MINEROS EN LA DISTRIBUCIÓN, RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE LA FLORA EN TEHUILOTEPEC, GUERRERO

Esther Aurora Ruiz Huerta[1*]; Juan Miguel Gómez Bernal[2]; María Aurora Armienta Hernández[1]

[1]Departamento de Recursos Naturales, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior 3000, Ciudad Universitaria, 04510, CDMX, México. [2]Departamento de Biología, Facultad de Química, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito exterior 3000, Ciudad Universitaria, 04510, CDMX, México. *auri_bio@yahoo.com.mx

RESUMEN

El impacto ambiental ocasionado por los residuos mineros está asociado a factores como los métodos de beneficio utilizados y condiciones climáticas del sitio. Su presencia puede afectar varios ambientes, dentro de los que se encuentra la vegetación. Por otro lado, las plantas presentan una serie de mecanismos fisiológicos que pueden participar en la tolerancia a contaminantes. Este trabajo evalúa la riqueza y distribución de especies vegetales que crecen en los residuos de minería (jales) "La Hacienda" y "Remedios", del distrito minero de Taxco en Tehuilotepec, Gro., por medio de cuadrantes, correlacionando la presencia de vegetación en relación al contenido de elementos potencialmente tóxicos (EPT) en los jales, con el fin de identificar las especies vegetales tolerantes. Para evaluar las concentraciones de EPT se empleó la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Los resultados indicaron que el Cd superó los límites para la mayoría de puntos; Pb, As y Hg los superó en todos los puntos siendo el más alto el sustrato del hormiguero (HH), Ni se encuentra por debajo de la norma, y la Ag solo los superó en dos puntos (HH y RAF2H). Se colectaron 25 especies vegetales en el jal, de las cuales 6 son de importancia ecológica. La comparación con el índice de Shannon mostró una baja diversidad de las especies en los jales "La Hacienda" y "Remedios". Asimismo, el índice de Simpson demostró que hay una baja dominancia de una especie como resultado de la alta diversidad de vegetación presente en torno a los jales "La Hacienda" y "Remedios".

PALABRAS CLAVE: *Contaminación; Elementos potencialmente tóxicos; Listado florístico; Residuos mineros; Sustratos.*

INTRODUCCIÓN

La industria minera ha producido y seguirá produciendo grandes cantidades de residuos. Se estima que 1150 millones de toneladas de elementos potencialmente tóxicos (cobre, plomo, hierro, zinc, cadmio y cromo) han sido extraídos con estimaciones de una producción real de residuos mineros que oscilan entre 5 y 7 mil millones de toneladas por año en todo el mundo. En México, la minería es una de las actividades económicas de mayor tradición, la cual sigue contribuyendo desde la época prehispánica hasta nuestros tiempos al desarrollo del país (INEGI, 2016). En México, se destaca la actividad minera,

sin embargo, cuando esta actividad se lleva a cabo se generan miles de toneladas de residuos que contienen altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos. Las propiedades fisicoquímicas de los residuos sólidos denominados jales mineros fluctúan mucho dependiendo de la fuente del mineral, pero en general todos contienen altas concentraciones de Pb, Ni, Cd, Cu, Mn, Zn, entre otros y bajas concentraciones de nutrientes esenciales como fósforo y nitrógeno, y materia orgánica (Cortés-Jiménez et al. 2012). Los sitios de disposición de jales mineros de minas activas o inactivas son frecuentes a cielo abierto en México. Los contaminantes contenidos en los jales mineros se esparcen fácilmente por el viento y el agua, impactando grandes áreas, que pueden estimarse en decenas de hectáreas alrededor. Además, el exceso de elementos potencialmente tóxicos a menudo suprime el crecimiento de las raíces en las plantas, causando clorosis en las hojas y reducción de su biomasa.

La acumulación de elementos potencialmente tóxicos en el medio terrestre se ha convertido en un problema global. Los efectos críticos ocurren cuando se acumulan desechos tóxicos en el suelo, especialmente los acumulados durante mucho tiempo y que pueden causar graves daños y riesgos para los ecosistemas y la salud. Los reportes acerca de la vegetación que crece en sitios contaminados por residuos mineros en México han ido aumentando (Gómez-Bernal et al., 2010; Osuna-Martínez et al., 2020). Igualmente, la información sobre las concentraciones de elementos que pueden acumular las especies se ha incrementado (Gómez-Bernal et al., 2018; Ruiz-Huerta et al., 2022) así como la información sobre sus mecanismos de adaptación; es decir si los acumulan en sus tejidos o si evitan que los contaminantes entren a la raíz. Sin embargo, los estudios acerca de la riqueza y abundancia florística en jales mineros son aún escasos. Por lo tanto, si consideramos métricas de cambio en la biodiversidad para incorporar la riqueza y la abundancia como dos dimensiones esenciales, podríamos saber que la riqueza de especies es un indicador limitado de la biodiversidad. Es por eso, que el presente trabajo tiene como finalidad; i) evaluar la riqueza y distribución de especies vegetales que crecen en los jales "La Hacienda" y "Remedios" por medio de cuadrantes, así como, ii) correlacionar la presencia de plantas en relación al contenido de elementos potencialmente tóxicos en los sustratos de los jales, con el fin de identificar las especies vegetales tolerantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio. Tehuilotepec se localiza en el municipio de Taxco, colinda al norte con Tetipac; al sur con el municipio de Iguala y Teloloapan; al este con el municipio de Buenavista de Cuellar y el Estado de Puebla y al oeste con los municipios de Pedro Ascencio Alquisiras e Ixcateopan. El poblado de Tehuilotepec se ubica a 8 Km al este de Taxco de Alarcón con rumbo a Cuernavaca por la carretera México libre a una altitud de 1707 msnm. El primer sitio de muestreo llamado jal "La Hacienda" se localiza entre los paralelos de 18°23´19.63´´ N y 99°34´33.60´´ O, con una altitud de 1607 msnm a 4.6 Km de la carretera libre a Cuernavaca, con dirección al pueblo de San Juan de Dios. El segundo sitio de muestreo llamado jal "Remedios" se ubica en los 18°32´49.01´´ N y 99°34´37.60´´

O con una altitud de 1620 msnm, a 2.1 Km de la carretera libre a Cuernavaca con dirección a la mina "Remedios."

Muestreo de sustrato. 1) Jal "La Hacienda". Se colectaron 10 muestras de sustrato a una profundidad de 20 cm aproximadamente, siendo 7 muestras de rizosfera de las especies vegetales más representativas (*Acacia farnesiana*, *Acacia cochliacantha*, *Juniperus deppeana*, *Cardiospermum haliacabum* y *Atractylocarpus* sp.), de las cuales 4 son de la planicie del jal, 2 muestras de ladera del jal y la última de un segundo jal con las mismas características de composición vegetal y de estructura del sustrato, de igual forma se formaron 3 muestras compuestas para tener una percepción general del jal. 2) Jal "Remedios". Se colectaron 6 muestras de sustrato a una profundidad de 20 cm aproximadamente, siendo 2 muestras de rizosfera de las especies más representativas del jal, de igual forma se formaron 4 muestras compuestas para tener una percepción general del jal. Las muestras fueron secadas a 40°C y homogenizadas por medio de un mortero de ágata hasta obtener un polvo fino. Las concentraciones de Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Ag, As y Hg fueron medidas en un analizador marca *Thermo Scientific Niton* XL3t para medir por fluorescencia de rayos X (FRX).

Colecta de plantas. La colecta de especies vegetales se realizó por un cuadrante general de 25m x 50m, el cual fue dividido en subcuadrantes de 4 x 4 m (para árboles) y de 1 x 1 m (para hierbas) para realizar el índice de Shannon y Simpson (Sutherland, 1996); para cada sitio de muestreo se recolectaron de tres a cuatro plantas individuales para la determinación botánica. La identificación de las especies se realizó en el herbario metropolitano de la UAM-I (Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa) y se incorporó al mismo. Por otro lado, se hizo una revisión bibliográfica de los trabajos florísticos y taxonómicos que incluyen la zona de estudio.

Índices de diversidad. Dentro del estudio se utilizaron dos índices de diversidad. Uno de los más utilizados es el índice de Shannon-Wiener propuesto por Claude Shannon en 1948. El índice de Shannon se desarrolló originalmente para sistemas de comunicación y se basa en la teoría de la información que cualquier mensaje puede transmitirse utilizando un código binario (Shannon, 1948). Otro índice ampliamente utilizado para el análisis comunitario es el índice de Simpson propuesto por Edward Hugh Simpson (1949). A partir de los valores del índice anterior, se determinan las especies de mayor importancia en los jales de estudio.

Índice de Shannon (H) $=\sum_{i=1}^{s}(P_i)(lnP_i)$ Índice de Simpson (D) $= \frac{\sum n\,(n-1)}{N\,(N-1)}$

P_i = abundancia relativa de cada especie en la comunidad, n= número total de organismos de una especie, N= número total de organismos de todas las espécies

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Suelos. En el jal "La Hacienda" la asociación de los jales mineros analizados, corresponden a las siguientes plantas: *Acacia farnesiana*, *Juniperus deppeana*, *Acacia cochliacantha*, *Cardiospermum haliacabum*, *Atractylocarpus* sp. y un hormiguero (Cuadro 1). Los resultados mostraron que de acuerdo a las concentraciones críticas en el suelo propuesto por Alloway (1995) éstas fueron superadas para Cd, Pb, Zn, Ni y Hg en ambos sitios, para Cu 5 puntos del Jal "La Hacienda" no superaron las concentraciones críticas. Para el caso de los valores de la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004 la concentración de Cd fue superada en casi todos los puntos a excepción del MC4R (33.72 mg/kg), Pb fue superado en todos los puntos siendo el más alto el sustrato del hormiguero (33626.75 mg/kg), Ni no fue superado en ningún sitio, Ag solo fue superado en el punto RAF2H (451.91 mg/kg) y hormiguero (557.71 mg/kg), todos los puntos superan la NOM para el As, siendo el más alto el hormiguero (1517.77 mg/kg) y la concentración detectable de Hg superó la NOM (Cuadro 1). Por lo que el sitio donde se observaron las concentraciones más altas fue en el sustrato del hormiguero lo cual se puede explicar por la acumulación de hojas de las diferentes plantas presentes en el sitio.

Plantas. La vegetación que cubre y predomina en el municipio es la selva baja caducifolia, caracterizada por el cambio de follaje en la temporada de secas, también se presentaban bosques de pino y encino compuestos por diferentes especies. Se colectaron 25 especies vegetales en el jal, de las cuales 6 son de importancia, dado que se encontraron en gran abundancia. Las plantas colectadas en el jal "La Hacienda" fueron: *Elytraria imbricata, A. cochliacantha, Tillandsia recurvata, Sedum jaliscanum, Ipomea murucoides, Ficus citrifolia, Physalis angulata, Pithecellobium dulce, Wigandia urens, C. haliacabum, A. farnesiana, Rhynchelytrum repens, Croton* sp., *Clematus dioica, Iresine interupta, J. deppeana, Agave* sp., *Argemone mexicana, Selaginella* sp., *Atractylocarpus* sp., y una especie no identificada. Para el Jal "Remedios" los suelos estuvieron asociados a las siguientes especies de plantas: *A. farnesiana*, *P. angulata, Adiantum capillus-veneris*, *Stacys agraria*, *Salvia* sp., *Bursera* sp. y *C. dioica*.

Para los sitios evaluados el índice de Shannon mostró una baja diversidad de las especies en los jales "La Hacienda" (1.665) y "Remedios" (1.445). Por otro lado, el índice de Simpson demostró que hay una baja dominancia de una especie como resultado de la alta diversidad de vegetación presente en torno a los jales "La Hacienda" (0.268) y "Remedios" (0.340). Estos resultados corresponden a lo observado fuera del perímetro de trabajo con una gran cantidad de especies, siendo el suelo contaminado con jales una limitante a su distribución.

Cuadro 1. Concentración de elementos potencialmente tóxicos en diferentes puntos de los sitios colectados en Tehuilotepec, Guerrero. Los valores están en mg/kg. n=3, <LD (debajo del límite de detección).

Sitios	Rizosfera	Cd	Pb	Zn	Cu	Ni	Ag	As	Hg

La Hacienda	*A. farnesiana* 1H (RAF1H)	24.22	2329.7	1568.8	98.32	<LD	212.81	370.11	<LD
	A. cochliacantha 1H (RAC1H)	<LD	2316.83	1771.55	83.9	<LD	178.36	358.86	<LD
	J. deppeana (RJDH)	20.06	2284.69	1648.39	82.16	<LD	215.17	334.25	<LD
	A. farnesiana 2H (RAF2H)	<LD	4877.47	1877.09	113.6	<LD	451.91	834.58	<LD
	A. cochliacantha 2H (RAC2H)	150.38	2804.42	12422	153.26	121.01	267.75	266.12	44.11
	Atractylocarpus sp. (RAH)	144.13	3018.92	14014.05	151.06	130.56	220.45	404.37	51.14
	Hormiguero (HH)	44.35	**33626.75**	949.64	**330.73**	<LD	**557.71**	**1517.77**	<LD
	C. haliacabum (RAF1H)	**157.14**	2336.46	**14321.79**	113.55	121.67	147.95	224.81	**58.44**
	Muestra compuesta 1H (MC1H)	111.62	5676.46	9627.67	267.02	134.39	204.6	430.77	38.68
	Muestra compuesta 2H (MC21H)	41.18	3936.48	5232.37	224.51	<LD	232.27	459.69	<LD
Remedios	*A. farnesiana* 1R (RAF2R)	106.75	4223.73	8814.24	253.88	<LD	160.41	327.07	<LD
	A. farnesiana 2R (RAF2R)	64.32	1850.61	8255.16	197.43	160.85	201.63	344.94	38.54
	Muestra compuesta 1R (MC1R)	39.35	2449.16	5763.23	208.27	**179.85**	234.7	316.31	29.86
	Muestra compuesta 2R (MC2R)	98.61	4219	8825.82	231.78	120.25	158.05	335.97	<LD
	Muestra compuesta 3R (MC3R)	125.23	3611.47	11331.8	211.98	119.66	220.68	410.63	38.36
	Muestra compuesta 4R (MC4R)	33.72	15284.25	689.01	328.69	0	320.47	1019.51	<LD
Concentración critica en suelos (Alloway, 1995)		3-8	100-400	70-400	60-125	100			0.3-5
NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004		37	400			1600	390	22	23

CONCLUSIONES

Los jales mineros son una limitante para la sucesión ecológica en las zonas impactadas. Las concentraciones de elementos potencialmente tóxicos son altas en general representando un posible peligro para la población circundante. La dispersión de estos contaminantes se ve disminuida por la presencia de vegetación que puede acumularlos en sus órganos. Se necesita una investigación más profunda para observar si hay dispersión de contaminantes a los diferentes medios. Este estudio proporciona información importante a las investigaciones en sitios abandonados por la minería con la finalidad de evitar la dispersión de contaminantes y resaltar la importancia ecológica de *A. farnesiana*, *J. deppeana* y *A. cochliacantha* con una amplia abundancia y distribución en la zona de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Alloway, B.J. (1995). Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, London.

Cortés-Jiménez E.V., Múgica-Álvarez V., González- Chávez M.C., Carrillo-González R., Martínez-Gordillo M., Vaca-Mier M. (2012). Natural revegetation of alkaline tailing heaps at Taxco, Guerrero, Mexico. Int. J. Phytoremediat. 15: 127-141.

Gómez-Bernal J.M., Ruiz-Huerta, E.A., Armienta-Hernández M.A., Luna-Pabello V.M. (2018). "Heavy Metals and Arsenic Phytoavailability Index in Pioneer Plants of a Semi-permanent Natural Wetlands". Environmental Progress and Sustainable Energy. 37: 980-988.

Gómez-Bernal, J. M., Santana-Carillo, J., Romero-Martin, F., Armienta-Hernández, M. A., Morton-Bermea, O., Aurora Ruiz-Huerta, E. (2010). Plantas de sitios contaminados con desechos mineros en Taxco, Guerrero, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 87: 131-133.

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2016). Sistema de cuentas nacionales de México.

Osuna-Vallejo, V., Lindig-Cisneros, R. A., Blanco-García, A., Cruz-de León, J., Sánchez-Vargas, N. M., Sáenz-Romero, C. (2020). Ensayo de especies y procedencias para restauración ecológica de residuos mineros en Tlalpujahua, Michoacán, México. Agrociencia. 54: 101-114.

Ruiz-Huerta, E.A., Gómez-Bernal J.M., Barbosa C., Armienta M.A., Martínez N. (2022). Morphological characteristics and accumulation of arsenic in *Argyrochosma formosa* (Liebm.) Windham developed in a highly contaminated site and its potential in phytoremediation. Environ. Sci Pollut. Res. 29: 2685-2698.

Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) (2007). Norma Oficial Mexicana NOM-147-SEMARNAT/ SSA1-2004, Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo hexavalente, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y/o vanadio. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación. 2 de marzo 2007, 69 p.

Shannon CE (1948). A mathematical theory of communication. Bell Sys Tech J 27: 379-423, 623-59.

Simpson EH (1949). Measurement of diversity. Nature 163: 688.

IMPACTO DE TRES SISTEMAS DE MANEJO DEL SUELO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN EL CULTIVO DE SOYA

Moisés Alonso Báez[1*]; Manuel Grajales Solís[2]; Guillermo López Guillén[3] ; Alba L. Solís Pérez

[1,2,3]Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Rosario Izapa, Carretera Tapachula-Cacahoatán Km. 18, Tuxtla Chico, Chiapas. C.P. 04010.
[*]alonso.moises@inifap.gob.mx

RESUMEN

En el Soconusco, Chiapas, México; actualmente se siembran 14, 000 ha de soya bajo el régimen hídrico de temporal, cultivo que se ha sembrado por 45 años consecutivos; pero, durante este periodo la preparación repetitiva del suelo para su siembra (junio y julio) se ha realizado después de que se ha establecido el periodo lluvioso (mayo), en condiciones de suelo húmedo, ocasionando de esta manera la compactación del suelo, fenómeno visto mediante perfiles de suelo, donde se ha observado evidencia de la formación de un "piso de arado" a más menos 30 cm de profundidad. Por lo anterior, se realizó esta investigación por dos años consecutivos y en dos sitios de observación mediante tres sistemas de manejo del suelo: subsolado a 70 cm de profundidad para romper el piso de arado, barbecho del suelo y sólo pasos de rastra. El subsolado particularmente, incrementa la tasa de infiltración y permite una acumulación superior de la lámina infiltrada en el perfil radical de los cultivos, además, permite que el sistema radical explore un volumen mayor de la humedad edáfica. Sobre esta base, se propuso esta investigación, cuyo objetivo fue analizar la infiltración en sus parámetros de sortividad, infiltración básica, lámina acumulada y conductividad hidráulica a saturación en tres sistemas de manejo del suelo en el cultivo de soya en condiciones de temporal. Durante este periodo, los resultados mostraron variabilidad entre sistemas de manejo del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Deficiencias; Diagnóstico; Idoneidad; Plantaciones; Umbrales*

INTRODUCCIÓN

El fenómeno de la infiltración en la agricultura, específicamente en riego; así como en hidrología, ingeniería civil y fundamentalmente en todas las actividades relacionadas con la conservación del suelo y agua; es uno de los temas más importantes en la conservación de los agrosistemas, ya que la infiltración es la única fuente principal de agua para las plantas y de recarga de los mantos acuíferos (Ahuja, 1974). La infiltración es sólo el flujo el agua al interior del suelo a través de su superficie (Brutsaert, 2005). Debido a su importancia, su análisis histórico ha sido objeto de numerosas investigaciones de su física, cuyo propósito ha sido su comprensión para su mejor aplicación en cada una de las ramas técnico científicas mencionadas. La infiltración es función de la heterogeneidad del suelo, por lo cual muestra amplia variabilidad, y por este motivo es necesario su estudio si no, en la extensión de su desarrollo, sí de acuerdo

con los elementos básicos que conlleven a la mayor comprensión de este fenómeno. Su análisis físico-matemático inició con los estudios de Darcy en 1856, quien demostró la permeabilidad de los materiales porosos en función de una carga hidráulica, sucesivamente se sumaron en este estudio muchos especialistas de la física agua suelo **(**Assouline y Mualem,1997). Señalados los antecedentes dinámicos de la infiltración, surgió la interrogante de observar y analizar ésta en los suelos del Soconusco, Chiapas, donde actualmente se siembra una superficie de aproximadamente de 14, 000 ha de soya, cuyo cultivo se ha sembrado por 45 años consecutivos en condiciones de régimen hídrico de temporal. Durante este periodo la preparación repetitiva del suelo para la siembra (junio y julio) se ha realizado después de que se ha establecido el periodo lluvioso (mayo), en condiciones de suelo húmedo, lo cual mediante perfiles de suelo se ha observado un "piso de arado" a más menos 30 cm de profundidad. Fue así que, por dos años se inició un experimento en dos sitios de observación mediante tres sistemas de manejo del suelo: subsolado a 70 cm de profundidad para romper el piso de arado, barbecho del suelo y sólo pasos de rastra. Sobre esta base, dicha investigación tuvo como objetivo analizar la infiltración en sus parámetros sortividad (S), infiltración básica (q_o), lámina acumulada [I(t)] y conductividad hidráulica a saturación (Ks) en tres sistemas de manejo del suelo en el cultivo de soya en condiciones de temporal.

MATERIALES Y MÉTODOS

La investigación consistió de dos experimentos en dos sitios y dos años (2019 y 2022) de observación (San Antonio y 1° Sección Tinajas), ambos en el municipio de Tapachula, Chiapas, y ubicados entre las coordenadas 14° 45´ N y 92° 23´ O, a una altitud de 16 m. El clima es cálido subhúmedo, cuya temperatura promedio fue 28 ± 1°C y la precipitación acumulada promedio anual es de 1110 mm. Los suelos con base en su textura, fueron de tipo franco, cuyos pH fueron 6.6 y 6.3, y contenidos de materia orgánica de 2.5% y 2.4%. Cada experimento consistió de tres tratamientos de 1.5 ha (150 m de largo por 100 m de ancho) distribuidos como parcelas independientes. El subsolado (SUB) más un paso de rastra y siembra mecanizada; barbecho (BAR) más un paso de rastra y siembra mecanizada, y rastreo (RAS), dos pasos de rastra y siembra mecanizada. Anualmente la preparación del suelo para la siembra se hizo en la segunda quincena de junio. Las fechas de siembra fueron variables, desde el 10 hasta el 22 de julio en ambos años. El material vegetal fue la variedad de soya Huasteca 100 generada por el Campo Experimental Sur de Tamaulipas del INIFAP. Esta variedad es un material de porte y ciclo intermedio. Para determinar si existía o no compactación del suelo se realizaron observaciones preliminares a través de perfiles de suelo abiertos en enero de 2019, y se detectó el "piso de arado" aproximadamente a ± 35 cm de profundidad, lo que indicó una profundidad para la práctica del subsolado en este tratamiento de 70 cm, el cual se hizo durante el periodo seco (abril). Asimismo, antes del ciclo experimental, al interior de las parcelas experimentales (tres) se extrajeron muestras de suelo a las profundidades de 0-30 cm y se determinaron sus características físicas. A partir de éstas estas características se estimaron los parámetros de humedad, tasa de infiltración y la conductividad hidráulica a

saturación inicial para su comparación después del periodo experimental (dos años). Dichas estimaciones se hicieron con base en su textura, mediante el software SPAW V. 6.02.75; en el mismo proceso, estos valores se ajustaron de acuerdo con los porcentajes de materia orgánica (MO%), salinidad (dS m^{-1}) y el nivel de compactación del suelo en las categorías de capa densa o dura en el horizonte inmediato de la capa arable. Los parámetros de humedad fueron: contenido volumétrico de humedad a capacidad de campo (θ_{CC}), punto de marchitamiento permanente (θ_{PMP}) contenido de humedad a saturación (θs), tasa de infiltración (q_0) conductividad hidráulica a saturación (Ks) y su densidad aparente (Da). Después de dos años dentro de cada tratamiento se hicieron dos pruebas de infiltración mediante método del infiltrómetro de doble cilindro y por un tiempo de ocho horas, se midieron la sortividad (S), tasa de infiltración (q_o), conductividad hidráulica a saturación (Ks) y la lámina infiltrada acumulada, I(t). A partir de los valores de la lámina infiltrada en función del tiempo, se utilizó el modelo Kutilek (1988), quién sugirió los primeros tres términos de la ecuación de Philip (1957), de cuyos coeficientes de ajuste se estima la conductividad hidráulica a saturación (Ks) mediante la Ecuación de $Ks = (3C_1*C_3)^{1/2} + C_2$ (6). Donde C_1 estima la sortividad (S), C_3, y C_2 son parámetros de la ecuación. Con base en esta información se evaluó el impacto de los sistemas de manejo del suelo sobre los parámetros de la infiltración y su repercusión sobre el rendimiento de grano de soya bajo el régimen hídrico de temporal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los Cuadros 1 y 2 se presentan los parámetros iniciales de humedad e hidráulicos del suelo objetivo de esta investigación (1° Sección de Tinajas y Predio San Antonio) después de dos años de observación. En relación con los parámetros iniciales estimados (Cuadro 1): tasa de infiltración (q_o) y conductividad hidráulica a saturación (Ks); cotejados con los mismos parámetros después de dos años de observación, ambos fueron superados por los tres sistemas de manejo del suelo. Dos años después, dichos parámetros debido al impacto de los sistemas de manejo del suelo mostraron variabilidad, donde los parámetros antes mencionados como la q_o entre sistemas de manejo del suelo fue superada por el sistema de barbecho; respecto a la Ks en el subsolado superó a dicho parámetro en el sistema de rastreo, pero ambos parámetros fueron superados por el sistema de barbecho. También la sortividad (S) fue superada por los sistemas de manejo del suelo, y, con respecto a la lámina infiltrada acumulada [I(t)] en el sistema de subsolado, esta fue superior a los sistemas de barbecho y rastreo.

En relación con los mismos parámetros en el Cuadro 2, predio San Antonio, los valores iniciales de q_o y Ks fueron superados por los sistemas de manejo del suelo; pero, los mismos parámetros y demás entre sistemas de manejo del suelo, con excepción del parámetro de sortividad (S) que fue superior en el sistema de subsolado, la tasa de infiltración, q_o, conductividad hidráulica a saturación, Ks, y la lámina infiltrada acumulada, I(t); dichos parámetros en el subsolado fueron superados por los sistemas de barbecho y rastreo, respectivamente.

Cuadro 1. Parámetros hidráulicos iniciales del suelo y entre tratamientos de manejo del suelo después de un año de observación. Sitio 1° Sección de Tinajas, Tapachula, Chiapas. México

Parámetros	Parámetros de humedad e hidráulicos del suelo				
	Parámetros iniciales	Promedio inicial	Subsolado	Barbecho	Rastreo
θ_{PMP} (cm^3cm^{-3})	13.5				
θ_{CC} (cm^3cm^{-3})	27.6				
θs (cm^3cm^{-3})	35.45				
Da ($g\ cm^{-3}$)	1.71				
HD ($cm\ m^{-1}$)	13.91				
S ($cm\ min^{-1/2}$)			0.52	1.18	1.08
q_o ($cm\ min^{-1}$)	0.012	0.012	0.02	0.032	0.022
Ks ($cm\ min^{-1}$)	0.00198	0.0051	0.0215	0.032	0.019
I(t) (cm)			14.7	13.7	12.7

Aun cuando los resultados de esta investigación no fueron sobresalientes durante este breve periodo de observación, muchos trabajos en este ámbito sugieren el uso del subsolado, misma práctica que se justifica sobre todo en suelos pesados y con problemas de compactación por el intensivo de la maquinaria en la preparación del suelo (Szymanowski et al., 2018), sobre todo cuando ésta se realiza en condiciones de suelo húmedo ya señalado. Mencionado lo anterior, otros resultados de investigación indican que el subsolado puede ser suficiente para mejorar las tasas de infiltración y de aire en suelos donde el recurso hídrico es bajo, así como donde la precipitación es alta, esta práctica contribuye a disminuir el escurrimiento superficial (Matula, 2003; Ragassi et al., 2012).

Cuadro 2. Parámetros hidráulicos iniciales del suelo y entre tratamientos de manejo del suelo después de un año de observación. Sitio San Antonio, Tapachula, Chiapas. México

Parámetros	Parámetros de humedad e hidráulicos del suelo				
	Parámetros iniciales	Promedio inicial	Subsolado	Barbecho	Rastreo
θ_{PMP} (cm^3cm^{-3})	14.8				
θ_{CC} (cm^3cm^{-3})	27.5				
θs (cm^3cm^{-3})	37.9				
Da ($g\ cm^{-3}$)	1.64				
HD ($cm\ m^{-1}$)	12.71				
S ($cm\ min^{-1/2}$)			1.92	1.56	1.28
q_o ($cm\ min^{-1}$)	0.016	0.026	0.026	0.075	0.087
Ks ($cm\ min^{-1}$)	0.0056	0.0088	0.021	0.043	0.11
I(t) (cm)			16.6	32.30	48.10

Asimismo, sobre la base de estos resultados, los cuales fueron muy variables, no existe duda que el subsolado afloja y rompe la capa superficial del suelo y contribuye así con el incremento de la porosidad y de la conductividad hidráulica del suelo particular

(Drewry et al., 2000); en otros términos, el subsolado reduce el grado de compactación de los suelos, esto reflejado en la reducción de la densidad aparente (Abu Hamdeh, 2003). Por otra parte, con respecto a estos resultados, investigaciones similares reportan que el efecto deseable del subsolado es notable después de dos años de observación (Botta, 2006); en el mismo tenor, Drewry et al. (2000) determinó que el efecto de la mejora en los parámetros de humedad e hidráulicos del suelo, éstos fueron revelados después de dos y medio años de observación. Por otra parte, aunque no fue el objetivo principal, de observar el efecto del subsolado sobre el rendimiento del grano de soya, tampoco el subsolado estadísticamente fue superior durante este periodo en ambos sitios de observación, pero, sí mostró su influencia hacia el incremento del rendimiento promedio durante este breve periodo (2550 y 1824 kg ha^{-1}), superior a los demás tratamientos.

CONCLUSIÓN

Sobre la base de los resultados, en el corto plazo, los parámetros de la infiltración en función del subsolado del suelo no fueron superiores a los demás tratamientos, con excepción de la lámina acumulada en uno de los sitios ésta fue superior a los demás tratamientos; pero, existe la tendencia que después de este periodo, los parámetros de humedad e hidráulicos del suelo se incrementen sustantivamente; toda vez que, el rendimiento de grano unitario fue superior en ambos sitios de observación por el impacto del subsolado sobre los demás tratamientos.

BIBLIOGRAFÍA

Abu-Hamdeh, N.H. (2003). Compaction and subsoiling effects on corn growth and soil bulk density. Soil Science Society of America Journal, 67(4), 1213-1219.

Ahuja, L. R. (1974), Applicability of the Green-Ampt approach to water infiltration through surface crusts, Soil Sci., 118, 283–288.

Assouline, S., and Y. Mualem (1997), Modeling the dynamics of seal formation and its effect on infiltration as related to soil and rainfall characteristics, Water Resour. Res., 33, 1527–1536.

Botta, G.F., Jorajuria, D., Balbuena, R., Ressia, M., Ferrero, C., Rosatto, H., Tourn, M. (2006). Deep tillage and traffic effects on subsoil compaction and sunflower (Helianthus annus L.) yields. Soil and Tillage Research, 91(1-2), 164-172.

Brutsaert, W. (2000), A concise parameterization of the hydraulic conductivity of unsaturated soils, Adv. Water Resour., 23, 811–815.

Matula, S. (2003). The influence of tillage treatments on water infiltration into soil profile. Plant, Soil and Environment, 49(7), 298-306.

Ragassi, C.F., Lopes, C.A., Guedes Í.M.R. (2012). Effect of Soil Compaction Alleviation on Quality and Yield of Potato. In: He Z., Larkin R., Honeycutt W. (eds) Sustainable Potato Production: Global Case Studies. Springer, Dordrecht, 403-418.

Szymanowski, M., Wieczorek, M., Namyślak, M., Kryza, M., Migała, K. (2018). Spatio-temporal changes in atmospheric precipitation over southwestern Poland between the periods 1891-1930 and 1981-2010. Theoretical and Applied Climatology, 1-14

IMPLEMENTING ITS1 METABARCODING FOR THE ANALYSIS OF SOIL MICRO-EUKARYOTIC DIVERSITY IN A MOUNTAIN CLOUD FOREST

Andrea Aurora Rivera Zizumbo[1]; Patricia Vélez Aguilar[2]; Margarita Ojeda Carrasco[3]; Angel Eduardo Herrera Mares[3]; Yunuen Tapia Torres[1]; Jaime Gasca Pineda[4*]

[1] Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Antigua Carretera a Pátzcuaro 8701, 58190, Morelia, Michoacán, México; [2] Instituto de Biología, UNAM, Cto. Exterior S/N, C.U., Coyoacán, 04510, México City, México; [3] Facultad de Ciencias, UNAM, Investigación Científica, C.U., Coyoacán, 04510, México City, México; [4] Instituto de Ecología, UNAM, Cto. Exterior S/N, C.U., Coyoacán, 04510 México City, México. *jaimegasca@yahoo.com

ABSTRACT

Awareness of the diversity of microeukaryotes in the soil has escalated in recent years. However, in threatened diversity hotspots, such as mountain cloud forests, microbiome studies have focused essentially on bacteria. Unlike the study of prokaryotic microbiomes, the study of the microeukaryotes has largely been restricted to the visual identification of specific groups. Herein, microeukaryotic edaphic diversity from a pristine mountain cloud forest (MCF) of Mexico was analyzed via the metabarcoding of the ITS1 region of ribosomal DNA. We calculated the alpha and beta diversity indexes, and the relationship between abiotic variables and diversity patterns was inferred by means of a Canonical Correspondence Analysis. Overall, we identified 138 inferred sequence variants, including 87 protists, 35 microfauna, and 16 algae. Within the animals, the nematodes were the dominant group, chlorophytes dominated algae, and in Protista, no dominance patterns were observed given the high diversity. Soil available carbon, carbon degrading enzymes and the pH play a key role in modeling the community structure. Remarkably, high beta diversity levels were obtained, evidencing a strong spatial heterogeneity at the small scale. The results presented in this work evidenced high microeukaryotic diversity levels in the soil of MCF and encourage future studies aiming to explore the taxonomic diversity of individual taxa.

KEYWORDS

edaphic microeukaryotes, next-generation sequencing, multi-taxa inventorying, soil microarthropods

INTRODUCTION

Mountain Cloud Forests (MCF) harbor an immense biodiversity and a high percentage of endemism's, despite its restricted extension (1% of the Mexican territory) and fragmented distribution (restricted to altitudes between 600 and 3,500 masl) (Bubb, *et al*., 2004). This is due to characteristic environmental conditions such as constant cloud immersion, rugged relief, and environmental heterogeneity (Gual-Díaz and Rendón-Correa, 2014). Due to the continuous disturbance and destruction of these forests, MCF have been recognized worldwide as a priority for conservation (Bubb *et al*., 2004).

The inventory of the diversity in MCF has increased for groups of higher plants and animals (i.e. mammals and birds). However, the characterization of below-ground diversity is still in progress (Bubb *et al*., 2004). Members of this community such as algae, protists, nematodes, and microarthropods, hereafter referred to as microeukaryotes, participate, in the degradation of organic matter and nutrient cycling in soils (Hättenschwiler *et al*., 2005). Despite their important role in soil trophic webs, in Mexico, of the approximately 1,400 recorded species of protists, only 36 have been isolated from soils (Gallegos-Neyra *et al*., 2014; Mayén-Estrada *et al*., 2014). And for algae, of the more than 2,000 reported species, only 4 come from terrestrial habitats (Pedroche *et al*., 1993). For both groups, the records are biased towards aquatic ecosystems (Gallegos-Neyra *et al*., 2014). Regarding microfauna in the MCF, most of the studies rely on the direct extraction of organisms and their morphological identification, resulting in the inventorying of Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Hymenoptera and Orthoptera; as well as Acari and Collembola (Morón-Ríos and Huerta-Lwanga, 2006; De la Rosa and Negrete-Yankelevich, 2012).

Metabarcoding (simultaneous identification of multiple taxa from an environmental DNA sample) presents several advantages for the study of edaphic communities: it does not involve the direct extraction, manipulation, and description of organisms; and it allows to approach the relative abundance of organisms and the detection of cryptic, rare and non-cultivable species (Ruppert *et al*., 2019) allowing us to expand the current knowledge generated from traditional methodologies.

In this work, metabarcoding was implemented on analyzing the ITS1 region of ribosomal DNA to describe the diversity and structure of soil microeukaryotic communities in a MCF. The taxonomic composition of protists, alga, and microfauna was approached. In addition, alpha and beta diversity indexes were evaluated, and the relationship between key environmental variables and diversity was explored.

MATERIAL AND METHODS

Study site and sampling. Sampling was carried out in the MCF located in El Relámpago Mount (17° 35' 30.4″ N, 96° 23' 57.1″ W), Santiago Comaltepec, Oaxaca, Mexico. This forest belongs to the largest and most continuous patch of MCF in Mexico, an area of critical priority for conservation (Toledo-Aceves *et al*., 2011).

Three plots were marked forming a triangle of 10 m on each side at 2,219 masl. The first vertex was located adjacent to the base of an individual of *Oreomunnea mexicana* (Juglandaceae), the second point next to an individual of the fern *Alsophila salvinii* (Cyatheaceae), and the third point under a decomposing trunk. In each plot a 1m x 1m x 1m triangular subplot was delimited, where three soil subsamples were collected on each vertex. Soil cores were collected at a depth of 25 cm (excluding litter) using a 10 cm diameter corer. Subsamples were placed in hermetically sealed plastic bags, kept in the dark at a temperature of 4 °C for analysis in the laboratory.

Environmental DNA isolation and sequencing. Direct DNA extraction of 0.25 g from each subsample was obtained using the DNeasy PowerSoil kit (Qiagen). The DNA was quantified and sequenced using the Illumina MiSeq (2 × 300) paired-end format. The ITS region (rDNA) was amplified using the primer set ITS1-F and ITS2 (Gardes and Bruns 1993), with a yield of about 25,000 reads per sample.

Bioinformatics analysis. The ITS reads were processed with the dada2 v1.13.1 (Callahan *et al*., 2016) package of R v3.5.1 (R Development Core Team 2018). To filter microeukaryotic sequences, the ITS2 Database was used via a Basic Local Alignment Search Tool (BLAST). Only those paired with protists, algae, nematodes and microarthropods were retained. To attain a precise identification of the organisms (i.e. phylum or order), reference sequences from the GenBank were incorporated and aligned using MUSCLE v3.8.31 (Edgar, 2004). Phylogenetic trees were built using the principle of parsimony in MESQUITE (version 3.61) (Madisson and Madisson, 2019).

Diversity indexes. Alpha and beta diversity were calculated using the Shannon-Wiener and Simpson Indexes, and the Jaccard Index and the Bray-Curtis distances, respectively. Also, to explore the relationship between the abundance of ISVs and environmental variables (pH, dissolved carbon, dissolved phosphorus, ammonium, and enzymatic activity of polyphenol oxidase, beta-glucosidase, and phosphomonoesterase; data retrieved from Velez *et al*. (2021); only significant variables were chosen after a redundancy analysis) a Canonical Correspondence Analysis (CCA) was performed. Lastly, an Olmsted-Tukey corner test (Sokal and Rohlf, 1981) was conducted to visualize the community structure.

RESULTS

Through Illumina MiSeq sequencing, 682,361 raw ITS1 reads were obtained. After quality filtering, 504,272 reads were retained. Subsequently, 2771 inferred sequence variants (ISVs) were inferred. The ISV delimitation was further refined via a phylogenetic approach, leading to the identification of 138 ISVs. Protists represented 63%of the total richness, followed by animals (25%) and algae (12%).

The animal fraction of the community contained nematodes, arthropods, mites and platyhelminthes. The protists community included Alveolata, Heterokonta, Rhizaria and Amoebozoa (29 ISVs could not be assigned, so they were classified as part of the SAR supergroup). For algae, Chlorophyta, Rhodophyta and Glaucophyta were documented (Fig. 1).

When analyzing beta diversity, a high heterogeneity was observed in the soil. In relation to composition, for animals all subsamples were different, meanwhile, for protists and algae subsample from sites 1 and 2, were more similar to each other, segregating those from site 3. Regarding the Bray-Curtis showed no grouping pattern, except for animals, where site 1 and 3 clustered together as a result of the dominance of nematodes.

The structure of the microfauna community was mostly represented by 23 rare ISVs, and eight dominant ISVs corresponding to nematodes, hexapods, arthropods and Sarcoptiform mites, two constant ISVs and two occasional ISVs. In general, the protists community presented a balance between the number of dominant and rare ISVs, 34 and 45 respectively; six occasional and two constant ISVs. Dominant ISVs corresponded to Rhizaria, whereas rare ISVs were represented by Alveolata. Within the algal community, nine ISVs were rare (rhodophytes and the only reported glaucophyte); four ISVs were dominant chlorophytes, and both the occasional (1 ISV) and constant (2 ISVs) ISVs were rhodophytes.

Fig. 1. Diversity of ISVs corresponding to (A) Animalia (microfauna), (B) Protista, (C) Plantae. The x-axis shows the three sites with their respective subsamples and the y-axis indicates the relative abundance of the ISVs. The red numbers above the bars indicate the total number of ISVs in the subsample.

Community structure versus the abiotic setting. Our results showed structuring patterns in relation to abiotic variables. For instance, microfauna was linked to high concentrations of beta-glucosidase, phosphomonoesterase, polyphenol oxidase, and dissolved organic carbon; whereas protists and algae were associated with the concentration of dissolved nutrients.

DISCUSSION

To the extent of our knowledge this is the first description of soil microeukaryote diversity in a MCF of Mexico using high-throughput multi-taxa identification from environmental DNA. Former work was based on the direct extraction of the organisms, morphological description, and identification.

Reports of protists and algae in Mexico come mostly from aquatic environments and little is known about their diversity in soils of MCF. The community described herein presented more than 80 ISVs for protists and 16 for algae, revealing that soils are potential habitats for a large diversity that needs to be further explored. Additionally, a high representation of Nematoda was observed, a pattern that was not reflected on previous studies using traditional extraction methodologies.

Overall, this demonstrates the efficiency of ITS high-throughput multi-taxa identification using environmental DNA for soil microeukaryotic communities. Nonetheless, this methodology remains to be refined to obtain more precise results. For example, by improving the resolution of taxonomic assignments with taxa-specific primers to amplify the scope. Also, as many of these soil organisms have been poorly studied before, reference sequences are not well represented in public repositories. Pairing genetic studies with traditional methodologies of direct extraction of the organisms and morphological identification, may complement our understanding of determining species more than just genetic units (Bogale *et al*., 2020).

In general, specific clustering patterns in terms of community composition among the study sites were not observed. This reflects a huge heterogeneity in soil at the small spatial scale (1 m). However, as shown in the CCA, differences in terms of the abiotic setting could contribute to the modeling of microeukaryotic communities. These changes are mostly influenced by vegetation, litter, and biological activity.

CONCLUSIONS

A remarkably diverse microeukaryotic community was registered at the small spatial scale in contrast with former reports for Mexico based on the direct observation of these organisms in soil samples. The ITS metabarcoding proved to be a useful tool to conduct multi-taxa diversity assessments, allowing the estimation of alpha and beta diversity patterns and avoiding cultivation limitations. Likewise, complementing these results with the analysis of relevant environmental variables, depicted gross community structuring forces linked to edaphic carbon availability and metabolism. Considering that the main limitation of metabarcoding is the availability of reference sequences in the repositories, it is necessary to enrich public databases with curated and properly identified sequences to broaden the scope of this technique. Despite verifying the effectiveness of the ITS metabarcoding to assess edaphic microeukaryote communities, we acknowledge the importance of conducting complementary studies that implement classic techniques of direct collection, morphological description coupled to the molecular identification of the organisms.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was financially supported by DGAPA-PAPIIT-UNAM IN200921.

REFERENCES

Bogale, M., Baniya, A., and DiGennaro, P. (2020). Nematode Identification Techniques and Recent Advances. *Plants (Basel, Switzerland)* 9(10): 1260.

Bubb, P., May, I., Miles, L. and Sayer, J. (2004), Cloud Forest Agenda. UK: UNEP-WCMC.

Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A. and Holmes, S. P. (2016). DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature Methods* 13(7): 581–583.

De la Rosa, I. N. and Negrete-Yankelevich, S. (2012). Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 201–215.

Edgar, R. C. (2004). MUSCLE: a multiple sequence alignment method with reduced time and space complexity. *BMC Bioinformatics* 19(5):113.

Gallegos-Neyra, E. M., Lugo-Vázquez, A., Calderón-Vega, A., Sánchez-Rodríguez, M., and Mayén-Estrada, R. (2014). Biodiversidad de protistas amébidos de vida libre en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 10–25.

Gardes, M. and Bruns, D. (1993). ITS primers with enhanced specificity for basidiomycetes - application to the identification of mycorrhizae and rusts. *Molecular Ecology* 2: 113–118.

Gual-Díaz, M., and Rendón-Correa, A. (2014). Bosques Mesófilos de Montaña de México: diversidad, ecología y manejo. México: CONABIO.

Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V. and Scheu, S. (2005). Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36:191–218.

Mayén-Estrada, R., Reyes-Santos, M., and Vicencio-Aguilar, M. (2014). Biodiversidad de protistas (flagelados heterótrofos) en México. *Revista Mexicana de la Biodiversidad* 26–33.

Morón-Ríos, A., and Huerta-Lwanga, E. (2006). Soil Macrofauna of two successional Evergreen Cloud Forest stages from The Cerro Huitepec Nature Reserve, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *Interciencia* 31: 611–615.

Pedroche, F., Dreckmann, K., Sentíes, A. and Margain-Hernández, R. (1993). Diversidad Algal en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 69–92.

Ruppert, K. M., Kline, R. J. and Rahman, M. S. (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. Global *Ecology and Conservation* e00547.

Sokal, R. R. and Rohlf, F.J. (1981). Biometría: Principios y métodosestadísticos en la investigación biológica. Blume, Madrid.

Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M. and Ramírez-Marcial, N. (2011). Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *Journal of Environmental Management* 92: 974–981.

Velez, P., Tapia-Torres, Y., García-Oliva, F., and Gasca-Pineda, J. (2021). Small-scale variation in a pristine montane cloud forest: evidence on high soil fungal diversity and biogeochemical heterogeneity. *PeerJ.* 1–29.

INTERPRETACIÓN DE LA RESPIRACIÓN DEL SUELO: UNA NUEVA PROPUESTA METODOLÓGICA

Víctor Manuel Montoya-Jasso[1]; Víctor Manuel Ordaz-Chaparro[1]*; Gerardo Sergio Benedicto-Valdés[1]; Alejandrina Ruiz-Bello[1]; Jesús Manuel Arreola Tostado[2]

[1]Colegio de Postgraduados. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México, México. 56230. [2]Consultor agrícola privado. Apaseo el Grande #114, Colonia Guanajuato, Celaya Guanajuato. 38010. *ordaz@colpos.mx

RESUMEN

Se propone una metodología para la interpretación de las emisiones de gases que proceden del suelo a partir de la integración de los actores primarios en los sistemas de producción agrícola en México, por consiguiente, la metodología ofrece datos en unidades de fácil comprensión por personas ajenas al estudio de emisiones de gases en la agricultura, además de optimizar el cálculo de predicciones a pequeña y mediana escala mediante la estimación con alto grado de razón y ajuste matemático. A partir del empleo de la Ecuación General de los Gases Ideales se pudo desarrollar la metodología para obtener un factor de conversión teniendo en cuenta variables como la presión y temperatura del sitio donde se esté ejecutando el experimento de cuantificación de gases, con lo anterior se facilita la obtención de la constante del volumen molar propio del contenedor utilizado y la transformación de datos para garantizar el cumplimiento de parámetros estadísticos básicos como normalidad, varianza similar a cero e intervalos de confianza con menor desviación. El presente desarrollo metodológico representa una herramienta para la generación de datos a nivel de laboratorio y parcelario con soporte matemático que facilita la ejecución de modelos matemáticos en comparación con otras metodologías.

PALABRAS CLAVE: *Carbono; Emisiones agrícolas; Gases de efecto invernadero*

INTRODUCCIÓN

Esta metodología tuvo su base en una pregunta muy generalizada desde el punto de vista de la comprensión por las personas ajenas al tema de cuantificación de emisiones de gases de efecto invernadero: ¿cuánto gas estamos emitiendo a la atmósfera por superficie y volumen de suelo? Algunos de los argumentos de la pregunta anterior recaen en la transferencia del conocimiento generado en laboratorio a los productores, estudiantes y lectores que no están familiarizados con la terminología de interpretación de emisión de gases por el suelo; otro factor fue la simplificación de las unidades a términos de mayor comprensión y extrapolación a valores en función de la superficie de terreno bajo interés de análisis.

La interpretación de las emisiones de CO_2 por parte del suelo comúnmente se reportan como μM CO_2 m^{-2} s^{-1} y mg CO_2 m^{-2} h^{-1}, lo que representa una complejidad de

comprensión y reafirma la necesidad de ejecución de cálculos extra para conocer el valor total por unidad de superficie como posible referencia para su divulgación.

Dada la reciente tendencia en el empleo de herramientas informáticas conjugadas con disciplinas matemáticas para la modelación matemática, esta metodología podría resultar en la simplificación, aclaración y descomposición de problemas originales que se resuelven en estimaciones con mayor rango de razón que facilita el proceso de modelaje, identificación y predicción al emplear logaritmos (Albarracín y Ärlenbäck, 2022).

De esta forma, el objetivo de la metodología propuesta fue potencializar la forma en que se reportan las emisiones de gases procedentes del suelo como una herramienta para facilitar la comprensión y visualización de datos en razón de superficie y volumen de terreno.

METODOLOGÍA

Es sustancial partir del conocimiento de las variables necesarias para obtener el volumen molar del gas, resulta importante conocer el número de moles presentes en la unidad experimental, comenzamos con la Ecuación General de los Gases Ideales propuesta paralelamente por Kröning (1856) y Clausius (1857) y modificada por Mendeleev en el año 1877 (Ec. 1).

$$Ec.1 \quad PV = nRT$$

Dónde: P: presión, V: volumen, n: moles, R: constante de los gases ideales y T: temperatura.

Al medir el flujo del CO_2 podemos obtener datos en unidades de mg kg^{-1} (partes por millón, ppm). Aunado a ello, durante la ejecución de los experimentos se deberán registrar parámetros como la presión ambiental, el volumen del recipiente donde se esté midiendo el flujo del gas y la temperatura del sitio donde esté montado el ensayo.

En el caso de la presión, será necesario utilizar los valores en unidades de atmósferas (atm), el volumen en litros (L) y de la temperatura en °K, dependiendo de las unidades de medición. A continuación, se presentan las unidades de manejo para cada variable:

$P = atm; V = L; n = mol; R = 0.08206\ L\ atm\ mol^{-1}{}^{\circ}K^{-1}; T = {}^{\circ}K$

La primera incógnita a resolver es el valor de *n*, el cual se obtiene despejando *n* en la Ecuación 1, obteniendo la Ecuación 2:

$$Ec.2 \quad n = \frac{PV}{RT} = \frac{atm * L}{L\ atm\ mol^{-1}{}^{\circ}K^{-1} * {}^{\circ}K} = \frac{\cancel{atm} * \cancel{L}}{\cancel{L}\ \cancel{atm}\ mol^{-1}\cancel{{}^{\circ}K}^{-1} * \cancel{{}^{\circ}K}}$$

Una vez obtenido el dato de los moles de gas presentes en el contenedor donde se mide el flujo del gas, lo siguiente es calcular el volumen molar (Vm) del gas (Ec. 3):

$$Ec.3 \quad V_m = \frac{PV}{n} = \frac{atm * L}{mol}$$

El Vm representa el volumen molar del gas a una temperatura y presión observada (Martínez-Reyes *et al*., 2010), por lo tanto, Vm será el valor más importante para obtener el factor de conversión para expresar el flujo de gas en un volumen unitario.

El resultado de la Ec. 4 corresponden a las partes por millón normalizadas que se liberan (Xppm), como regla general el resultado de la Ec.4 deberá ser menor a 1 indicando que el Vm debe ser menor al peso molecular del gas.

$$Ec.4 \quad Xppm = \frac{V_m}{Peso\ molecular\ del\ gas}$$

El penúltimo paso es obtener un factor de conversión (FC) realizando una transformación recíproca (Ec. 5) para disminuir el sesgo en la distribución de los datos (Estévez y Sardón, 2013) y acercar los valores a su media estadística y obtener intervalos de confianza con menor desviación típica de los datos (Estévez, 2009).

$$Ec.5 \quad FC = \frac{1\ ppm}{Xppm}$$

Para finalizar, se debe multiplicar el factor de conversión por las partes por millón obtenidas en cada lectura realizada. Este último valor representa la emisión del gas en mg m^{-3} de suelo (Ec. 6).

$$Ec.6 \quad mg\ de\ CO_2\ m^{-3}\ de\ suelo = \ ppm\ obtenidas * FC$$

APLICACIÓN Y RESOLUCIÓN METODOLÓGICA

Para ejemplificar el desarrollo de las ecuaciones mencionadas en el apartado del Marco General de la Metodología se utilizaron datos reales obtenidos de un ensayo de emisiones de CO_2 en laboratorio durante 45 días, donde la temperatura fue controlada a 27.0 °C (291.34 °K) durante todo el periodo de ejecución. Se utilizaron botes de plástico con tapa hermética y volumen de 0.5 L, se midieron las emisiones de CO_2 y la presión dentro del bote de plástico. Al finalizar el ensayo la presión promedio obtenida fue de 0.00000481 atm y la emisión acumulada fue de 61 720.279 ppm de CO_2.

Aplicando las ecuaciones 2 a 6, se obtuvieron los siguientes resultados:

$$Ec.2 \quad n = \frac{0.0000481\ atm * 0.5\ L}{0.08206\ L\ atm\ mol^{-1}°K^{-1} * 291.34°K} = \frac{0.000024085}{23.9073604} = 0.00000100743\ mol$$

$$Ec.3 \quad V_m = \frac{0.00004817\ atm * 0.5\ L}{0.00000100743\ mol} = 23.90736825\ L\ atm\ mol^{-1}$$

$$Ec.4 \quad Xppm = \frac{23.90736825\ L\ atm\ mol^{-1}}{44.01\ g\ mol} = 0.543\ ppm$$

$$Ec.5 \quad Factor\ de\ conversión = \frac{1\ ppm}{0.543\ ppm} = 1.84$$

$$Ec.6 \quad Emisión = 61\ 720.279\ ppm * 1.84 = 113\ 565.3134\ mg\ de\ CO_2\ m^3\ de\ suelo$$

La expresión de las emisiones de gases en mg por unidad de volumen de suelo (mg m^{-3}) facilita una visualización más objetiva de las emisiones producidas en una superficie dada, considerando una profundidad y densidad aparente definida. Así, una superficie de una hectárea con una profundidad de muestreo de 30 cm, considerando el valor obtenido en la ecuación 6, emite un total de 340.6959 kg de CO_2 ha^{-1}.

CONCLUSIONES Y REFLEXIÓN

El desarrollo metodológico descrito representa una herramienta para generar soporte matemático en la utilización de datos de laboratorio a nivel de parcela. La simplificación de la información final obtenida facilita la ejecución de procedimientos matemáticos para la resolución y modelización de aspectos ambientales, en comparación con otras metodologías reportadas en la literatura especializada.

Si bien es cierto que la validación metodológica ofrece un vasto desafío científico que puede ocasionar la reticencia a emplearla, el desarrollo y/u optimización de soluciones a inquietudes complejas comunes o en constante estudio involucra la exploración de alternativas y conceptos que contribuyan a la generación de estrategias para hacer frente a los desafíos y oportunidades de aprendizaje que sean aplicables y comprensibles para el receptor final de la información, sin que éste tenga que involucrarse en procesos de desarrollo y/o validación.

BIBLIOGRAFÍA

Albarracín L. y Ärlenbäck J. B. (2022). Esquemas de resolución de problemas de Fermi como herramienta de diseño y gestión para el profesor. Educación Matemática. 34(2): 289-309. https://doi.org/10.24844/EM3402.11

Clausius R. (1857). Ueber die Art der Bewegung, welche wir Wärme nennen. Annalen der Physik. 176(3). 353-380. https://doi.org/10.1002/andp.18571760302

Estévez P. G. (2009). Reciprocal transformations for a spectral problem in 2+1 dimensions. Theoretical and Mathematical Physics. 159(3): 762-768. https://doi.org/10.1007/s11232-009-0064-9

Estévez P. G. and Sardón M. C. (2013). Miura-reciprocal transformations for non-isospectral Camassa-Holm hierarchies in 2 + 1 dimensions. Journal of Nonlinear Mathematical Physics. 20(4): 552-564. https://doi.org/10.1080/14029251.2013.868268

Kröning A. (1856). Grundzüge einer Theorie der Gase. Annalen der Physik. 175(10). 315-322. https://doi.org/10.1002/andp.18561751008

Martínez-Reyes J. M., Pérez R. J., González-Partida E. y Tinoco-Michel J. A. (2010). Ecuación para la corrección Poynting en termodinámica de equilibrio de fases gases no polares–sistemas acuosos. Aplicación al Sistema H_2S–H_2O–NaCl. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana. 62(2): 213-220. ISSN: 1405-3322.

Mendeleev D. (1877). Mendeleef's Researches on Mariotte's Law. Nature. 15. 498-500. https://doi.org/10.1038/015498a0

ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DESORCIÓN DE FÁRMACOS COVID EN SUELO REGADO CON AGUA RESIDUAL

Alvarez Olivares Mercedes[1]; Blanca Prado Pano[2]

[1]Colegio de Ciencias y Humanidades Plantel Sur, UNAM ; [2]Instituto de Geología, UNAM

RESUMEN

Se realizaron isotermas de adsorción desorción para un suelo de tipo Phaeozem proveniente del Valle del Mezquital (suelo agrícola del Estado de Hidalgo) a dos profundidades para evaluar la tasa de retención y movilidad de los fármacos azitromicina, dexametasona e ivermectina, debido a su uso como mitigantes de la sintomatología de la COVID-19 y el desconocimiento de su potencial contaminante hacia aguas subterráneas. Se trabajó con agua residual cruda y tratada como disolvente para conocer el efecto de esta sobre estos procesos de movilidad y se encontró que los tres fármacos fueron retenidos en el suelo bajo el orden ivermectina>dexametasona>azitromicina el cual está en concordancia con sus propiedades químicas de hidrofobicidad. Finalmente, posterior a un análisis matemático las isotermas mostraron una tendencia hacia el comportamiento lineal por lo que pudieron ser obtenidos los coeficientes kd para cada fármaco estudiado.

PALABRAS CLAVE: *Azitromicina; Dexametasona; Ivermectina; Phaeozem; Valle del mezquital*

INTRODUCCIÓN

Durante la epidemia provocada por el virus SARS-COV2 se vio incrementado el consumo de diversos medicamentos para el alivio y mitigación de los síntomas de la enfermedad COVID-19. En México durante el 2020, los tres medicamentos más promocionados a nivel federal y privado fueron el antiparasitario ivermectina, el esteroide dexametasona y el antibiótico azitromicina (Rodríguez, 2020). Estos fármacos son eliminados vía orina y llegan a través del sistema de drenaje a plantas de tratamiento, donde sufren proceso biológicos y fisicoquímicos, para el caso de estudio (Valle de México) la planta de tratamiento de interés es la PTAR de Atotonilco de Tula, Hidalgo. Posteriormente el agua tratada es utilizada como agua de riego en el Valle del Mezquital (García-Salazar, 2019; Salazar-Ledesma et al., 2018).

Luego, a medida que estos fármacos llegan a la matriz de estudio (agua-suelo) a través del agua residual, los posibles procesos de transporte en el suelo se vuelven problemáticos, ya que es necesario evaluar el potencial de contaminación de estos fármacos en las aguas subterráneas.

Estudios separados de compuestos similares han demostrado que fármacos con alta hidrofilia pueden llegar a las aguas subterráneas, mientras que otros fármacos menos móviles (y generalmente menos hidrófilos) pueden ser retenidos/adsorbidos en el suelo (Kubicki y Apitz, 1999).

Por tanto, el conocimiento de la capacidad de adsorción-desorción de los suelos es necesario para evaluar el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas mediante experimentos de isotermas para determinar la persistencia de contaminantes de interés en la matriz estudiada.

Objetivo general: Evaluar la movilidad de los fármacos ivermectina, azitromicina y dexametasona en algunos suelos del Valle del Mezquital (Hidalgo, México) posterior a su riego con agua residual cruda y tratada proveniente del influente y efluente de la PTAR de Atotonilco de Tula.

Hipótesis: Los tres fármacos serán retenidos con base en sus propiedades fisicoquímicas, la ivermectina espera la mayor retención en suelo debido a su alto carácter hidrofóbico, la dexametasona tendrá una mayor solubilidad en agua que la ivermectina por lo que será retenido en menor medida, la azitromicina al ser el fármaco de mayor carácter hidrofílico tendrá la mayor afinidad hacia la matriz suelo. A su vez se espera que el contenido de materia orgánica en el agua residual cruda promueva una mayor movilidad con respecto al agua residual tratada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio es el suelo proveniente de una parcela denominada "Las Palmas" perteneciente al municipio de Tlahuelilpan, estado de Hidalgo, la experimentación fue llevada a cabo dentro de las instalaciones del Laboratorio de Edafología Ambiental, Instituto de Geología, UNAM bajo condiciones de temperatura de 25°C y altura promedio de 2280 msnm. Para la realización de isotermas se utilizaron tubos tipo Falcon, 12 g de suelo seco por tubo y como disolvente agua residual cruda y tratada según correspondiese. Las concentraciones de trabajo fueron 5mg/L, 3.95mg/L, 2.9mg/L, 1.85mg/L y 0.8mg/L el tiempo de agitación fue de 24 horas y el método de análisis fue extracción en fase sólida de las muestras y posterior análisis por sistema acoplado de cromatrografía-espectrometría. La caracterización de los suelos fue realizada en contenido de C y N mediante un analizador elemental CNHS/O Thermo Scientific Flash 2000, en cationes intercambiables mediante un espectrómetro de absorción atómica Perkin Elmer PinAAcle 900H y en textura utilizando el sistema PARIO (Soil Particle Size Analysis). Los valores de pH y conductividad fueron medidos en solución con los sensores Checker Plus HI98100 y el medidor multiparámetro Edge HI 2030 respectivamente. Los resultados fueron analizados estadísticamente utilizando un análisis de varianza y las regresiones fueron realizadas por el método de cuadrados mínimos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las isotermas realizadas con el fármaco ivermectina mostraron fenómenos de adsorción y desorción lineales, correspondientes a coeficientes de tipo Kd (L/kg). Estas presentaron los coeficientes más altos en adsorción ya que con valores de hasta 95 unidades se mostró una clara preferencia de este fármaco hacia la matriz suelo contra la

matriz acuosa. También se obtuvieron los valores más altos en desorción, con hasta 22 unidades, denotando una alta retención del fármaco en este medio, se resalta que en cada experimentación los valores Kd de adsorción y desorción fueron diferentes por lo que el proceso de adsorción-desorción presenta histéresis

Cuadro 1 Resultados de comparación de medias de concentración de fármaco en agua cruda y agua tratada

FÁRMACO	RESULTADO POR *ANOVA*
Azitromicina	Las medias son estadísticamente diferentes
Dexametasona	Las medias no son estadísticamente diferentes
Ivermectina	Las medias son estadísticamente diferentes

Cuadro 2 Características fisicoquímicas del suelo del sitio Las Palmas a dos profundidades

Profundidad	CE (µS/cm)	CIC (cmol/kg)	C total%	pH	Arena%	Arcilla%	Limo%
0-10 cm	556.0	29.4	2.0	6.8	17.96	43.9	38.14
20-30 cm	425.0	29.6	2.0	6.9	18.26	43.9	37.84

Las tendencias del fármaco hacia la matriz suelo pueden ser explicadas por el carácter hidrofóbico de la ivermectina, debido a que esta molécula orgánica posee múltiples insaturaciones y una geometría cíclica, así como una alta masa molar lo que le confiere alta hidrofobicidad. El fármaco ivermectina denotó diferencias entre la adsorción y desorción con agua cruda y tratada. Este fármaco tiene mayor retención en el agua cruda (con respecto a la tratada) y no tiene una predilección por cierta profundidad de suelo.

Cuadro 3. Resumen de coeficientes de adsorción y desorción

Fármaco	Profundidad (cm)	Disolvente	Coeficiente adsorción	Coeficiente desorción	Tipo de isoterma
Dexametasona	0-10	Agua cruda	16.78	4.51	Lineal
Dexametasona	20-30	Agua cruda	5.45	4.87	Lineal
Dexametasona	0-10	Agua tratada	0.69	0.54	Freundlich
Dexametasona	20-30	Agua tratada	4.55	4.03	Lineal
Ivermectina	0-10	Agua cruda	95.73	15.27	Lineal
Ivermectina	20-30	Agua cruda	8.98	22.89	Lineal
Ivermectina	0-10	Agua tratada	4.8	6.12	Lineal
Ivermectina	20-30	Agua tratada	4.03	15.3	Lineal
Azitromicina	0-10	Agua cruda	1.19	5.13	Lineal
Azitromicina	20-30	Agua cruda	0.76	12.93	Lineal
Azitromicina	0-10	Agua tratada	0.54	0.11	Freundlich
Azitromicina	20-30	Agua tratada	0.4	5.82	Lineal

Las isotermas realizadas con el fármaco dexametasona presentaron tendencia hacia la linealidad (lo cual fue corroborado vía regresiones) con excepción de una isoterma

realizada en suelo superficial con agua tratada como disolvente, ya que esta presentó una mejor regresión con el modelo de Freundlich (con coeficiente Kf). Los coeficientes obtenidos en adsorción y desorción fueron similares para cada experimento por lo que se presume un proceso de adsorción-desorción sin histéresis, es decir, reversible. Los coeficientes Kd poseen valores mayores a la unidad (con valores cercanos a 4 unidades) por lo que la dexametasona presenta preferencia general hacia la matriz suelo. Esto puede ser explicado bajo las características fisicoquímicas del fármaco, debido a que este presenta grupos hidroxilo que le confieren una ligera solubilidad, sin embargo, su estructura policíclica e insaturaciones le dan un carácter mayoritariamente hidrofóbico. Por ello, es posible que exista una competencia de afinidades que permitan la movilidad parcial del fármaco. En dexametasona se observó la existencia de diferencias entre la adsorción y desorción con agua cruda y tratada. Concretamente este fármaco tiene mayor retención en el agua cruda (con respecto a la tratada) y no posee una predilección por el tipo de profundidad de suelo estudiado.

Las isotermas realizadas con el fármaco azitromicina tuvieron el mismo comportamiento predominantemente lineal, corroborado con la regresión de este modelo. Los coeficientes Kd obtenidos en las isotermas de adsorción mostraron valores menores a la unidad, por lo que se muestra una predilección del fármaco hacia la fase acuosa en comparación con la matriz suelo, lo cual puede ser explicado por la solubilidad de la molécula azitromicina dada por los grupos hidroxilo de su composición. La desorción mostró coeficientes Kd entorno a las 5 unidades, por lo que se observa que los fármacos adsorbidos son retenidos con fuerza. Se muestra también que para una misma experimentación los valores de Kd en adsorción y desorción varían en valor, por lo que el proceso adsorción-desorción es no reversible. Para este mismo fármaco se vio la existencia de diferencias entre la adsorción y desorción con agua cruda y tratada. Específicamente este fármaco tiene mayor retención en el agua cruda (con respecto a la tratada) y en el suelo de 20-30 cm (en comparación con el suelo de 0-10 cm).

Finalmente, la forma de adsorción sugerida para esta experimentación es la unión fármaco-arcilla.

Debido a la alta fracción de arcillas en la composición del suelo estudiado, que implica a su vez una gran área superficial específica con alta energía de superficie, se presume que este suelo posee gran capacidad de adsorción de moléculas sin carga.

Una segunda fuente de sitios de adsorción puede provenir de grupos aromáticos y alifáticos presentes en la estructura interna de la MO del suelo; ya que estas que poseen capacidad de retención de moléculas de carga positiva, como lo pueden ser los fármacos en condiciones de desprotonación. Por lo que tampoco se descarta este mecanismo de adsorción.

CONCLUSIONES

Los fármacos ivermectina, dexametasona y azitromicina son retenidos en el suelo del Valle del Mezquital de acuerdo con sus propiedades químicas, presentando la siguiente tendencia de retención: ivermectina>dexametasona>azitromicina. Específicamente con las siguientes características: Las isotermas de adsorción de los tres fármacos en suelos del Valle del mezquital mostraron fenómenos de adsorción y desorción predominantemente lineales (adsorción fisicoquímica sin saturación), correspondientes a coeficientes de tipo Kd (L/kg). La retención es promovida en agua cruda con respecto al agua tratada, posiblemente debido al mayor contenido de materia orgánica de esta primera.

AGRADECIMIENTOS

DGAPA PAPIIT IV200321 "Potencial de diseminación ambiental de SARS-CoV-2; un enfoque de riesgo a partir del suelo y ciclo urbano del agua en el centro de México"; Laboratorio Universitario de Nanotecnología Ambiental del Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología, UNAM ; Laboratorio de Edafología Experimental, y Edafología Ambiental del Instituto de Geología, UNAM.

BIBLIOGRAFÍA

Borja-Urzola, A.d.C. (2017). Influencia de la materia orgánica en la extracción en fase sólida de la atrazina y dos de sus metabolitos de degradación en muestras acuosas. Caso de estudio canales de Xochimilco, Cd.Mx., México. Tesis de Maestría en Ciencias. Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias Químicas. UNAM. Defensa: Enero 15, 2017. Ciudad de México, México.

García-Salazar, E. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. Estudios sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional, 29(54), 19741.Doi: 10.24836/es.v29i54.741

Kubicki, J., Apitz, S. (1999). Models of natural organic matter and interactions with organic contaminants. Organic Geochemistry, 30(8), 911-927. Doi: 10.1016/s0146-6380(99)00075-3

Rodríguez, A. (2020). Estos son los medicamentos genéricos que más se han vendido durante la pandemia. El Financiero. Obtenido de: https://www.elfinanciero.com.mx/empresas/estos-son-los-medicamentosgenericos-que-mas-se-han-vendido-durante-la-pandemia/

Salazar-Ledesma, M., Prado, B., Zamora, O., Siebe, C. (2018). Mobility of atrazine in soils of a wastewater irrigated maize field. Agriculture, Ecosystems & Environment, 255, 73-83. Doi: 10.1016/j.agee.2017.12.018

LA FITORREMEDIACIÓN REESTABLECE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL SUELO

Abigail Díaz Armendáriz[1]; Rogelio Carrillo González[1*]; Ma. del Carmen Ángeles González Chávez[1]

[1]Edafología. Colegio de Postgraduados Campus Montecillo, km 36.5 Carretera México-Texcoco. Texcoco, México, México. 56236. *crogelio@colpos.mx

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue evaluar las modificaciones después de siete años de la fitorremediación, establecida con siete especies de árboles y *Ricinus communis*, en un suelo contaminado con Pb, Cu y sales provenientes de residuos de baterías ácidas de automóvil, así como el restablecimiento de algunos servicios ecosistémicos. En muestras de suelo obtenidas, tanto por muestreo sistemático como de la rizósfera, se analizó pH, conductividad eléctrica, cationes y aniones solubles, concentración extractable de Cu y Pb. El análisis foliar de Pb también se realizó. Después de siete años de la fitorremediación sobreviven 48% de las plantas establecidas. La concentración extractable de Pb en el suelo disminuyó cuatro veces respecto a la concentración inicial. En el suelo rizosférico, la concentración de Pb y sales fue menor en comparación a la concentración del suelo no rizosférico. En *Acacia farnesiana* y *Prosopis leavigata* se observaron concentraciones foliares más altas de Pb, pero el factor de bioconcentración fue menor a uno. Alta diversidad de especies vegetales han colonizando el sitio, especialmente en el área establecida con *R. communis*-hongos arbusculares. Algunas funciones ecosistémicas del suelo se están recuperando gradualmente, lo cual se discutirá ampliamente.

PALABRAS CLAVE: *fitoestabilización; plomo; reciclado de baterías; sodio; sulfatos*

INTRODUCCIÓN

El suelo proporciona bienes y servicios al ecosistema. Estos servicios han sido clasificados en provisión, regulación, soporte y culturales (Adhikari y Hartemink, 2016). Sin embargo, diversas actividades humanas pueden ocasionar cambios en algunas propiedades del suelo o su degradación, como la acumulación de algunos elementos y sales en la capa arable. Esto afecta la capacidad del suelo para realizar funciones particulares como el soporte para las plantas, filtración de agua pluvial, reciclaje de materiales, entre otras.

En particular, la contaminación del suelo y agua debido al reciclaje inadecuado de baterías ácidas de Pb tiene como consecuencia la acumulación de sales y metales, que ocasiona problemas y riesgo a la salud humana (Daniell *et al*., 2015; Jera *et al*., 2017; Van der Kuijp *et* al., 2013).

La fitorremediación es un procedimiento viable para la recuperación de sitios contaminados por metales pesados o hidrocarburos (Barbafieri *et al*., 2013). Esta

tecnología usa plantas para reducir la concentración o actividad de los contaminantes. En el caso de metales y metaloides se diferencian dos mecanismos: la fitoestabilización (inmovilización o reducción de su disponibilidad para las plantas) y la fitoextracción (remoción y acumulación en los tejidos de las plantas; Adejumo *et al*., 2018). Ambas alternativas se proponen para abatir los efectos de la contaminación (Macci *et al*., 2013, 2020). Algunas especies arbóreas (dendrorremediación) se han usado para remediar sitios contaminados por Pb y sales (González-Chávez *et al*., 2019; Ruiz-Olivares, 2016). Sin embargo, se han publicado pocos reportes sobre el seguimiento de la remediación a mediano y largo plazo; tampoco se ha registrado la recuperación de las funciones del suelo al ecosistema (Macci *et al*., 2020). El objetivo de este estudio fue evaluar en un suelo contaminado por Pb y sales, producto de la contaminación con baterías ácidas de plomo, los cambios en las propiedades del suelo y la vegetación después de siete años del establecimiento de la fitorremediación e implicaciones en algunos servicios ecosistémicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio

El sitio de estudio se localiza en Tepetlaoxtoc, estado de México. El predio se usó para el reciclaje de baterías de automóvil con tecnología rústica y sin protocolos de control de emisiones y descargas. La empresa fue clausurada debido a altas concentraciones de Pb en el suelo y en las emisiones que afectaban a los pobladores circunvecinos (Carrillo-González *et al.,* 2019). En 2014 se implementó un sistema de fitorremediación con siete especies de crecimiento arbóreo: *Acacia farnesiana*, *Casuarina equisetifolia, Cupressus lusitanica, Eucalyptus obliqua, Fraxinus uhdei*, *Pinus greggii* y *Prosopis laevigata* (Ruiz-Olivares, 2016) y *Ricinus communis* inoculado con hongos micorrízicos arbusculares (Cuellar-Sánchez, 2017).

Muestreo de suelo y planta

24 muestras de suelo se obtuvieron con diseño de muestreo sistemático en cuadrantes de 5 x 5 m y profundidad de 20 cm. Suelo rizosférico también se muestreó dentro del área de goteo del dosel de las plantas a 20 cm de profundidad. Todas las muestras se secaron y tamizaron, previo a su análisis.

La supervivencia de las plantas establecidas se evaluó. Muestras foliares se tomaron considerando los cuatro puntos cardinales. Las hojas se guardaron en bolsas de papel para su análisis en laboratorio.

Análisis químico en suelo y planta

En una mezcla de suelo-agua (1:2) se determinó el pH y la conductividad eléctrica (CE). En el extracto de saturación del suelo se cuantificaron Ca^{+2} y Mg^{+2} en espectrómetro de absorción atómica y, Na^{+} y K^{+} en un espectrofotómetro de flama. Los aniones CO_3^{-2} y HCO_3^{-} se analizaron por titulación con ácido sulfúrico 0.05 N y para Cl^{-} con nitrato de plata 0.025 N. Los sulfatos se determinaron por el método turbidimétrico en el

espectrofotómetro UV/VIS a 420 nm (US EPA, 2015). La concentración extractable de Pb se analizó por el método de Lindsay y Norvell (1978). La concentración total de Pb se realizó mediante la digestión diácida de HNO_3 y HCl relación 3:1 (US EPA, 2018) y se cuantificó por absorción atómica.

Las hojas se secaron a 65 °C, se molieron para su análisis por digestión húmeda con solución diácida H_2SO_4 y $HCLO_4$ (Walinga *et al*., 2013). La cuantificación de Pb se realizó por espectrometría de absorción atómica.

El factor de bioconcentración (FBC) se calculó como la relación de la concentración de la lectura del metal en la parte área del tejido vegetal, entre la concentración del metal disponible y total en suelo (Carrillo-González y González-Chávez, 2006; Yoon *et al*., 2006). Los datos obtenidos se analizaron para confirmar los supuestos de normalidad con la prueba de Shapiro Wilk ($p \leq 0.05$) y la homogeneidad de varianza con la prueba de Bartlett.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La supervivencia de las plantas fue de 48% (38 plantas vivas). Las especies con mayor supervivencia fueron: *A. farnesiana* (100%), *P. leavigata* (80%), *C. equisetifolia* (58%), *F. uhdei* (42%), *E. obliqua* (33%), *C. lusitanica* (25%) y *P. greggii* (8%). *R. communis* no sobrevivió más de 2 años, pero *Isocoma veneta* L. (Asteraceae) se estableció en su lugar y ocupa 60% de esa área. Además, *I. veneta* es una planta que domina el sitio de manera aislada y asociada a las plantas establecidas.

Hubo mucha variabilidad en los parámetros medidos (Cuadro 1). El pH fue alcalino en 71% de las muestras sistemáticas de suelo y 55% del suelo rizosférico. 17% y 45% de las muestras, respectivamente tuvo pH > 8.5. En 33% de las muestras de suelo y 34% de las de rizosfera, la CE fue mayor que 4 dS m^{-1}. Las concentraciones de Na^+, SO_4^{2-} y Pb fueron altas; lo que se debe a que la solución electrolítica de las baterías se descargó al suelo. Esas variables influyen en la alcalinidad del suelo (Daniell *et al*., 2015; Jera *et al*., 2017; Van der Kuijp *et al*., 2013). Todos los rasgos anteriores limitan las funciones del suelo, como el crecimiento de las plantas (Richards 1954; Seleiman *et al*., 2022), su manejo y utilidad. Los valores de las variables analizadas fueron menores a lo que se observó en 2014 (Ruiz-Olivares, 2016). La concentración total y extractable de Pb disminuyó aproximadamente cuatro veces a lo que se reportó antes del trasplante en el proceso de fitorremediación.

La concentración foliar de Pb varió entre especies (Cuadro 2). Altas concentraciones de Pb se observaron en *A. farnesiana* (353 ± 146 mg kg^{-1}) y en *P. leavigata* (192 ± 162 mg kg^{-1}), seguidas de *C. equisetifolia* > *C. lusitanica* > *E. obliqua* > *F. uhdei* y *P. greggii*. En contraste, la concentración foliar con *Eleusine indica* establecida en un sitio contaminado con residuo de baterías ácidas fue hasta de 8030 mg kg^{-1} (Adejumo *et al*., 2018). También, en grano y paja de arroz que se estableció en la periferia de un sitio similar, la concentración de Pb fue alrededor de 500 y 700 mg kg^{-1}, respectivamente (Kumar *et al*., 2022).

Cuadro 1. Características químicas del suelo en muestreo sistemático y rizosférico.

Variable	Unidad	Recomendado	Suelo sistemático	Suelo rizosférico
			Promedio ± D. E.	Promedio ± D. E.
pH		6.5-7.0	7.9 ±1.0	8.6 ± 0.8
CE	dS m^{-1}	<4	3.9 ±5.6	3.2 ± 3.6
Pb extractable	mg kg^{-1}	-	2 412 ± 1 111	2195 ±834
Pb total	mg kg^{-1}	-	35 384±28 912	38 614 ± 27 109
Na^+	mmol L^{-1}	RAS<12	145±241	136 ± 316
K^+	mmol L^{-1}	RAP=6-8	1.2±1.2	1.1 ± 1.4
Ca^{2+}	mmol L^{-1}	ver RAP y RAS	12±12.2	17±15
Mg^{2+}	mmol L^{-1}	ver RAP y RAS	2.5±3.1	3.1 ± 2.9
SO_4^{-2}	mmol L^{-1}	57	158±315	107 ± 222
Cl^-	mmol L^{-1}	<10 mg L^{-1}	15±31	22 ± 30
CO_3^{2-}	mmol L^{-1}	-	1.3±3.7	3 ± 10
HCO_3^-	mmol L^{-1}	-	4.6±2.0	7.8±5.1
RAS		-	64 ± 122	43 ± 68
			N=24	N=38

Valores presentan los promedios ± desviación estándar, N=número de muestras

Los factores de bioconcentración respecto a Pb extractable y total fueron menores a uno (Cuadro 2). El Pb no se acumula en concentraciones excesivas en el tejido de las plantas que se utilizaron en la fitorremediación del sitio en estudio, por lo que las plantas funcionan como especies que fitoestabilizan Pb en la rizosfera. Esto reduce la erosión del suelo, así como el transporte aéreo y lixiviación de Pb. Por tanto, disminuye el riesgo de exposición y se recupera la capacidad del suelo para el establecimiento de plantas. El paulatino establecimiento y crecimiento de plantas pioneras tiene influencia en el incremento de la diversidad y abundancia de especies vegetales del sitio que se fitorremedión.

Cuadro 2. Concentración de Pb en hojas y factor de bioconcentración (FBC) para Pb extractable y Pb total.

Especie	N	Pb	FBC	
		mg kg^{-1}	Pb extractable	Pb total
A. farnesiana	10	353 ± 146	0.16 ± 0.07	0.009 ± 0.007
C. equisetifolia	7	91 ± 22	0.06 ± 0.04	0.006 ± 0.006
C. lusitanica	3	76 ± 23	0.12 ± 0.08	0.004 ± 0.0004
E. obliqua	4	73 ± 13	0.13 ± 0.17	0.02 ± 0.04
F. uhdei	5	71 ± 61	0.029 ± 0.026	0.002 ± 0.001
P. greggii	1	155 ± 0.0	0.06 ± 0.0	0.007 ± 0.0
P. laevigata	8	192 ± 162	0.08 ± 0.06	0.006 ± 0.004

N=38. Valores presentan los promedios ± desviación estándar, N=número de muestras

CONCLUSIONES

El suelo es un recurso de naturaleza finita. Los bienes y servicios que provee son de gran importancia para la supervivencia de las generaciones presentes y futuras. Sin embargo, el problema de la contaminación por Pb y sales limita las funciones del suelo poniendo en riesgo la salud del ecosistema y la salud humana. El suelo que siguió un proceso de fitorremediación está recuperando de manera gradual algunas de sus funciones; como la reducción de contaminantes y representa un hábitat modificado para que otras especies de plantas puedan establecerse. Estas funciones se relacionan con los bienes y servicios de regulación y soporte al ecosistema.

BIBLIOGRAFIA

Adejumo, S. A., Tiwari, S., Shinde, V., y Sarangi, B. K. (2018). Heavy metal (Pb) accumulation in metallophytes as influenced by the variations in rhizospheric and non-rhizospheric soils physico-chemical characteristics. *International Journal of Phytoremediation*, *20*(3), 237-248.

Adhikari, K., y Hartemink, A. E. (2016). Linking soils to ecosystem services—A global review. *Geoderma*, *262*, 101-111.

Barbafieri, M., Japenga, J., Romkens, P., Petruzzelli, G., y Pedron, F. (2013). Protocols for applying phytotechnologies in metal-contaminated soils. In: *Plant-based remediation processes*, Heidelberg: Springer.19-37.

Carrillo-González, R., y González-Chávez, M. C. A. (2006). Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution*, *144*(1), 84-92.

Carrillo-González, R., Ruiz-Olivares, A., y González-Chávez, M. C. A. Martha Reyes-Ramos, y Javier Suarez-Espinosa. (2019). A Defunct Lead-Acid Battery Recycling May Lead Strong Soil Pollution: A Case of Study in Mexico. *Journal of Soil and Water Science*, *3*(1), 75-83.

Cuellar-Sánchez, A. (2017). Fitorremediación de un suelo contaminado con residuos de baterías de automóvil mediante el uso de *Ricinus communis* y hongos micorrízico arbusculares. Tesis de Doctorado en Ciencias., Colegio de Postgraduados., Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Daniell, W. E., Van Tung, L., Wallace, R. M., Havens, D. J., Karr, C. J., Bich Diep, N., y Duy Bao, N. (2015). Childhood lead exposure from battery recycling in Vietnam. *BioMed Research International*, *2015*.

González-Chávez, M. D. C. A., Carrillo-González, R., Cuellar-Sánchez, A., Delgado-Alvarado, A., Suárez-Espinosa, J., Ríos-Leal, E., Solís-Domínguez, F.A., y Maldonado-Mendoza, I. E. (2019). Phytoremediation assisted by mycorrhizal fungi of a Mexican defunct lead-acid battery recycling site. *Science of the Total Environment*, *650*, 3134-3144.

Jera, A., Ncube, F., y Kanda, A. (2017). Contamination of soil with Pb and Sb at a lead-acid battery dumpsite and their potential early uptake by *Phragmites australis*. *Applied and Environmental Soil Science*, *2017*.

Van der Kuijp, T. J., Huang, L., y Cherry, C. R. (2013). Health hazards of China's lead-acid battery industry: a review of its market drivers, production processes, and health impacts. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, *12*, 1-10.

Kumar, S., Rahman, M. A., Islam, M. R., Hashem, M. A., y Rahman, M. M. (2022). Lead and other elements-based pollution in soil, crops and water near a lead-acid battery recycling factory in Bangladesh. *Chemosphere*, *290*, 133288.

Lindsay, W. L., y W. A. Norvell. (1978). Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese, and Copper. *Soil Science Society of America Journal* 42(3):421–28.

Macci, C., Doni, S., Peruzzi, E., Bardella, S., Filippis, G., Ceccanti, B., y Masciandaro, G. (2013). A Real-Scale Soil Phytoremediation. *Biodegradation* 24*(4*):521–38.

Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., y Masciandaro, G. (2020). Monitoring of a long-term phytoremediation process of a soil contaminated by heavy metals and hydrocarbons in Tuscany. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*,424-437.

Richards, L. A. (1954). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. *Soil Science* 78(2):154.

Ruiz-Olivares, A. (2016). Esquema de fitorremediación de un sitio contaminado con elementos potencialmente tóxicos. Tesis de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados., Montecillo, Texcoco, Estado de México.

Seleiman, M. F., Aslam, M. T., Alhammad, B. A., Hassan, M. U., Maqbool, R., Chattha, M. U., y Battaglia, M. L. (2022). Salinity stress in wheat: effects, mechanisms and management strategies. *Phyton* 91(*4*):667–94.

US EPA, OLEM. (2015). SW-846 Test Method 9038: Sulfate (Turbidimetric). (https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-9038-sulfate-turbidimetric).

US EPA, OW. (2018). The Use of Soil Amendments for Remediation, Revitalization, and Reuse. (https://www.epa.gov/biosolids/use-soil-amendments-remediation-revitalization-and-reuse).

Walinga, I., Van Der Lee, J. J., Houba, V. J., Van Vark, W., y Novozamsky, I. (2013). *Plant analysis manual*. Springer Science y Business Media.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., y Ma, L. Q. (2006). Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of The Total Environment*, *368*(2-3), 456-464.

LA VEGETACIÓN EXÓTICA Y SU IMPACTO EN LOS SUELOS DE LA SIERRA DE GUADALUPE, CDMX

Gilberto Vela-Correa[1*]; Lourdes Rodríguez-Gamiño[2]; Jorge López-Blanco[3]

[1]Universidad Autónoma Metropolitana – Xochimilco. Departamento EL Hombre y su Ambiente, Laboratorio de Edafología y Absorción Atómica. Calzada del Hueso 1100, Colonia Villa Quietud, 04960. Alcaldía Coyoacán, CDMX. *gvela@correo.xoc.uam.mx; [2]Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Filosofía y Letras, Colegio de Geografía. Circuito de la Investigación Científica s/n, Ciudad Universitaria, 04510, Alcaldía Coyoacán, CDMX; [3]*Global Change Consulting*. T. S. de la Barquera 13, Int.B-509, Colonia Merced Gómez. Alcaldía Benito Juárez. 03930. CDMX.

RESUMEN

La vegetación exótica, se ha convertido en uno de los principales problemas ambientales a nivel mundial, debido a los efectos negativos que provoca sobre los componentes de un ecosistema. En la Sierra de Guadalupe predominan las plantaciones realizadas con vegetación "exótica" principalmente de *Eucalyptus laurina y Eucalyptus globulus*., *Casuarina equisetifolia* L., y *Pinus radiata* D. Don., aunque existen relictos de encinos, entre los que destacan *Quercus rugosa* Neé, *Q. desertícola* Trel y *Q. frutex* Trel., considerados como especies nativas. El objetivo de este trabajo fue determinar la posible alteración sobre las propiedades de los suelos, derivados de las reforestaciones con vegetación exótica en la sierra de Guadalupe. Para lo cual, se determinaron las propiedades físicas y químicas de los suelos en sitios con presencia de vegetación nativa comparándolas con los reforestados con *P. radiata*, *C. equisetifolia* y *Eucalyptus* spp. Los resultados arrojaron, que la vegetación nativa aporta más hojarasca al suelo y que ésta se integra más rápido que la proveniente de la vegetación exótica, mientras que los suelos reforestados con *Eucalyptus* spp., tuvieron menor porosidad y humedad. Los suelos más ácidos correspondieron a *Pinus radiata* y la menor cantidad de nitrógeno a los reforestados con *Eucalyptus* spp., al igual que de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}. De lo anterior se concluye que el *P. radiata* y el *Eucalyptus* spp., son especies que han tenido un impacto negativo en las propiedades de los suelos ya que han favorecido la acidificación, compactación, además de la pérdida de humedad y nutrimentos.

PALABRAS CLAVE: *Reforestaciones; Suelo de Conservación; Suelos forestales; Vegetación introducida; Vegetación nativa.*

INTRODUCCIÓN

La introducción de vegetación exótica se ha convertido en un problema ambiental, que se ha presentado en diferentes lugares, principalmente en las áreas naturales protegidas (Schüttler y Karez, 2008). Esta vegetación, puede alterar la tasa de nitrificación, disminuir el pH, incrementar la pérdida de materia orgánica y favorecer del proceso de erosión. La Sierra de Guadalupe, es una de las reservas bióticas más importantes de la Cuenca de México. Sin embargo, el crecimiento urbano ha generado un grave deterioro sobre sus suelos, vegetación y agua**.** Casi en su totalidad se encuentra cubierta por vegetación nativa como introducida. Los tipos de vegetación dominantes

son matorral xerófilo, bosque inducido, bosque de encino y pequeñas porciones de pastizal (GODF, 2003). Se estima que la mayoría de la vegetación nativa ha desaparecido, aunque aún se encuentran especies de *Quercus rugosa (encino negro), Q. frutex (encino chaparro)*, *Q. mexicana* (encino laurencillo), *Q. desertícola* (encino blanco); *Eysenhardtia polystachya* (palo dulce), *Bursera fagaroides* (cuajiote), *Ipomea* (gloria de la mañana*)*, *Mimosa aculeaticarpa* (uña de gato), *Dodonaea viscosa* (chapulixtle), *Prosopis juliflora* (mezquite), *Acacia farnesiana* (huizache), y *Opuntia streptacantha* (tuna mansa), entre otras. En su mayor parte, predominan las plantaciones, con vegetación introducida como *Eucalyptus camaldulensis* (eucalipto rojo), *E. globulus* (alcanfor), *Casuarina equisitifolia* (casuarina cola de caballo) y *Pinus radiata* (pino radiata) (GODF, 2003). Por lo anterior el objetivo de este trabajo es: Determinar el impacto sobre las propiedades de los suelos, provocados por la introducción de vegetación no originaria de la Sierra de Guadalupe, Centro de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Sierra de Guadalupe se localiza al norte de la Ciudad de México (Figura 1). La superficie de la sierra es de 633. 58 ha que forma parte del Suelo de Conservación (SC) de la Ciudad de México (CDMX) (GODF, 2003).

Figura 1. Suelo de Conservación de Sierra de Guadalupe

Se realizó una recopilación documental, se interpretaron fotografías áreas y se elaboró un mapa base, utilizando el programa ILWIS versión 3.4. Se definieron seis sitios de

muestreo con base en la cobertura vegetal, siendo los sitios con vegetación nativa: S-1 La Armella, S-2 El Panal y S-3 El Jaral; y con vegetación exótica: S-4 Arenillas, S-5 Parada del Águila, y S-6 Joya de Nieves. Las muestras de suelo se tomaron a una profundidad de 0 -20 cm y a cada una de ellas se les determinó su color, humedad, densidad, porosidad, textura, cantidad y estabilidad de agregados, materia orgánica, carbono orgánico, CIC, pH, así como Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+} (SEMARNAT, 2002). Para evaluar el impacto de las reforestaciones se diseñó una matriz donde se consideró el valor promedio de cada una de propiedades de suelo y esta se comparó con los resultados obtenidos por especie, posteriormente se le asignó un valor positivo y/o negativo en escala de 1 a 3 según si este era poco, medio o intenso.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Descripción de los sitios con vegetación nativa.

El S-1 La Armella, se encuentra en una ladera superior de montaña de flujos lávicos de andesitas del Mioceno, sobre un cauce, con una pendiente de 30º, con una exposición NW 35º. La vegetación del sitio es un bosque de encino laurelillo (*Q. laurina)*. El S-2 El Panal se localiza en una ladera inferior de montaña de flujos lávicos de riolitas y dacitas del Mioceno. La vegetación está integrada por un bosque de huizaches *(A. farnesiana)*. El S-3 El Jaral, se ubicó en una superficie cumbral de ladera de montaña de flujos lávicos de andesita y dacitas del Mioceno, con una exposición de NE 40º; la cobertura vegetal es un matorral de encino chaparro (*Q. frutex).*

Descripción de los sitios con vegetación exótica.

El S-4 Arenillas, se encuentra en una ladera media de montaña de flujos lávicos de dacitas y andesitas del Mioceno, en un talud detrítico al pie de un escarpe, a una altitud de 2,590 msnm, con una pendiente de 25º y una exposición de N40º00'W. Se caracterizó por un bosque reforestado con pinos (*P. radiata)*. El S-5 Parada del Águila, presenta un relieve de origen exógeno acumulativo de piedemonte superior aluvio-coluvial del Cuaternario Holoceno, con una pendiente de 15º, con exposición S15º00'W. La vegetación que predomina es una reforestación de casuarinas *(C. equisetifolia).* El S-6 Joya de Nieves se encuentra a una altitud de 2,475 msnm en un relieve de origen exógeno acumulativo de piedemonte local intermontano aluvio-coluvial del Cuaternario Holocénico, con una pendiente de 5º, una exposición NW 60º, la vegetación es un bosque de *Eucalyptus* spp.

Propiedades físicas de los suelos con vegetación nativa.

La densidad aparente fue alrededor de 1.0 g cm^{-3}, que de acuerdo con Donoso (1992), este valor está relacionado con una alta porosidad, buena aireación y drenaje. El contenido de humedad, en el S-1 con *Q. laurina* (6.2%) fue casi la mitad de la reportada en el S-2 con *A. farnesiana* (12%), y el S-3 con *Q. frutex* (15%), debido a que los sitios con exposición SW, presentaron mayor radiación, a diferencia de los orientados al NW. En los suelos con *Q. laurina* y *Q. frutex* son más frecuentes los macro y microagregados,

mientras que en *A. farneciana* son los mesoagregados, y en el S-1 con *Q. laurina* y S-3 *Q. frutex*, presentaron la mayor cantidad de macroagregados.

Propiedades físicas de los suelos con vegetación exótica.

La densidad en el S-4 y S-6 con *P. radiata* y *Eucalyptus* spp., fue mayor a 1.4 g cm^{-3}, indicando una mayor compactación. Asimismo, presentaron una porosidad entre 35 y 39%; y una humedad de 13 a 16%, mientras que el S-6 con *Eucalyptus* spp., tuvo la menor humedad (9%). Esto se atribuye a que los *Eucalyptus* spp y *Pinus* sp., tienen una elevada tasa de evapotranspiración (Hernández *et al.*, 2007). Los macroagregados, fueron mayores en los sitios S-4 y S-5 con *P. radiata* y *C. equisetifolia* y menor en el S-8 con *Eucalyptus* spp.

Propiedades químicas de los suelos con vegetación nativa.

El contenido de MO, es de pobre a muy rico, el S-1 La Armella con *Q. laurina* obtuvo el valor más bajo (3.9%), posiblemente a que el sitio se localiza en un cauce de la ladera superior de montaña, con una pendiente de 30°, y la remoción y pérdida de componentes es constante. Por otro lado, los sitios S-2 con *A. farnesiana* (19.7%) y S-3 con *Q. frutex* (10.4%) tienen un elevado contenido de hojarasca que esta vegetación aporta al suelo. La CIC es alta para los sitios con vegetación nativa, siendo el S-3 *Q. frutex* con la mayor CIC (27.3 Cmol+kg^{-1}), seguido del S-2 *A. farnesiana*, y el S-1 con *Q. laurina* (21.6 Cmol+kg^{-1}). En cuanto a la saturación de bases (PBS), esta mostró valores mayores al 50% como resultado de la presencia de abundantes feldespatos, que se intemperizan con rapidez.

Propiedades químicas de los suelos con vegetación exótica.

Los suelos son de muy ácidos a ligeramente ácidos, con valores de 5.3 para el S-4 con *P. radiata* y 6.1 en el S-6 con *Eucalyptus* spp., debido a los aportes provenientes de la descomposición de acículas de *Pinus* sp., que son acidificantes. La CIC, fue de media a alta en los suelos deS-4 *Pinus radiata* y de S-6 *Eucalyptus* spp, los valores fueron bajos con 18.7 y 14.7 Cmol+kg^{-1}. Mientras que el S-5 con *C. equisetifolia* (35.2 Cmol+kg^{-1}), y el S-5 *Eucalyptus* spp., obtuvieron los valores más altos en promedio 23.3 Cmol+kg^{-1}. El Ca^{2+} es dominante en la vegetación nativa, al igual que en la exótica solo que en la primera se encuentra en mayor cantidad, situación similar presenta el Mg^{2+} solo que en esta ocasión se encuentra en los sitios con *P. radiata* y *Eucalyptus* spp.

Cuadro 1. Impacto de la vegetación exótica en los suelos

Propiedad	Vegetación				Diferencia			Impacto					
	Nativa	Exotica											
	Promedio	*P. radiata*	*C. equisetifolia*	*Eucalyptus sp.*	*P. radiata*	*C. equisetifolia*	*Eucalyptus sp.*	*P. radiata*		*C. equisetifolia*		*Eucalyptus sp.*	
								(-)	(+)	(-)	(+)	(-)	(+)
Da *(g cm^{-3})*	1.10	1.40	1.30	1.40	0.30	0.20	0.30	-2		-1		-2	
Porosidad *(%)*	46.07	36.60	38.70	35.30	- 9.47	- 7.37	- 10.77	-2		-1		-3	
Humedad *(%)*	9.70	15.20	14.20	9.50	5.50	4.50	- 0.20	0	2	2	2	0	1
pH	5.60	5.30	5.90	6.10	- 0.30	0.30	0.50	-1		1	1	0	1
MO *(%)*	11.33	9.70	10.70	11.20	- 1.63	- 0.63	- 0.13	-2		-1		-1	
Corg *(%)*	6.53	5.60	6.20	6.50	- 0.93	- 0.33	- 0.03	-2		-1		-1	
Nt	0.04	0.07	0.04	0.03	0.03	-	- 0.01	0	1	1		-1	
C:N	165.50	80.40	148.10	232.90	- 85.10	- 17.40	67.40	-2		-1		0	2
CIC *(Cmol + kg^{-1})*	25.00	18.80	35.20	14.80	- 6.20	10.20	- 10.20	-1		0	2	-1	
Ca^{2+} *(Meq 100^{-1})*	38.10	33.30	36.40	23.50	- 4.80	- 1.70	- 14.60	-1		-2		-3	
Mg^{2+} *(Meq 100^{-1})*	14.83	9.80	11.50	7.70	- 5.03	- 3.33	- 7.13	-2		-1		-2	
Na+ *(Meq 100^{-1})*	3.07	3.90	3.30	2.40	0.83	0.23	- 0.67	-1		-1		0	1
K+ *(Meq 100^{-1})*	1.90	2.80	1.90	1.70	0.90	-	- 0.20	0	2	0	1	-1	
								-16	5	-9	6	-15	5

Impacto en los suelos

Las especies que presentaron la mayor cantidad de impactos negativos sobre las propiedades de los suelos fueron el *P. radiata*, seguida de los sitios con *Eucalyptus* spp., que al ser utilizadas en los programas de reforestación han incrementado la densidad, disminuido la porosidad e incrementado la compactación de los suelos.

Además de presentar una menor CIC y concentración de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} y K^{+}. Un caso interesante lo presentaron los sitios reforestados con *C. equisetifolia*, ya que ésta presentó la menor cantidad de impactos negativos (Cuadro 1), destacándose porque sus suelos presentaron mayor humedad, CIC y disponibilidad de K^{+}.

CONCLUSIONES

Los sitios con *Q. frutex*, tienen las mejores condiciones edáficas, respecto a densidad, porosidad, humedad, MO, CIC y bases intercambiables.

- El *P. radiata* y *Eucalyptus* spp., tuvieron un impacto negativo sobre la porosidad, humedad, pH, CIC y Nt, lo que ha provocado la acidificación, compactación, pérdida de humedad y nutrimentos.
- En los sitios reforestados con *C. equisetifolia* y *C. lusitanica* se incrementó el contenido de MO y humedad, permitiendo un mejor desarrollo y adaptación de estas especies.
- La *C. equisetifolia* tuvo un impacto menor sobre el pH, MO y CIC, por lo que puede integrarse a los programas de reforestación, con las reservas del caso. Aunque siempre es mejor utilizar especies nativas como *Quercus* sp., y *A. farneciana*, para mejores resultados.

AGRADECIMIENTOS

Al personal de Sierra de Guadalupe de la Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENADER), por su apoyo durante el trabajo en campo.

BIBLIOGRAFÍA

GODF. Gaceta Oficial del Distrito Federal. (2003). Acuerdo por el que se aprueba el programa de manejo del área natural protegida con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica denominada "Sierra de Guadalupe" Décima tercera época. Núm. 94. 2 de diciembre de 2003. Ciudad de México, 17 p. programa_sierradeguadalupe.pdf (cdmx.gob.mx).

Hernández H. R. M., Ramírez, E., Castro, I., Cano, S. (2007). Cambios en indicadores de calidad de suelos en laderas, reforestados con pinos (*Pinus caribea*) y eucaliptos (*Eucalyptus robusta*). *Agrociencia* 42: 253-266.

Schüttler, E., Karez, S. (2008). Especies exóticas invasoras en las reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de la Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. UNESCO, Montevideo. 305 p.

SEMARNAT, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Diario Oficial de la Federación, México, 31 de dic. 2002. 75 p.

LAS REGULACIONES FISIOLÓGICAS DE UN CACTUS ALTAMENTE TOLERANTE A LA SEQUÍA MODIFICAN LAS COMUNIDADES BACTERIANAS EN SU RIZOSFERA.

Ángel J. Estrada-González[1]; Guadalupe Medina-De la Rosa[1]; Joel Flores Rivas[1]; Nguyen E. López-Lozano[1].

[1]Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C./División de Ciencias Ambientales, Camino a la Presa San José 2055, Colonia Lomas 4a Sección, 78216 San Luis Potosí, SLP, México.

RESUMEN

Echinocactus platyacanthus es un cactus mexicano altamente tolerante a condiciones estresantes. La hipótesis de este trabajo es que *E. platyacanthus* responde a los cambios ambientales alterando su fisiología y como consecuencia la estructura de su microbioma, particularmente, la abundancia de bacterias promotoras del crecimiento vegetal en su rizosfera. Se analizaron los cambios fisiológicos en individuos adultos de *E. platyacanthus* durante las temporadas de lluvia y seca. Se tomaron muestras de rizosfera para determinar las características fisicoquímicas del suelo y la estructura de la comunidad bacteriana. Durante la estación seca, ocurren ajustes fisiológicos importantes en *E. platyacanthus* para responder a la disminución de la disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo, principalmente la clorofila b y carotenoides aumentan. Una cascada de regulación fisiológica modifica el perfil de aminoácidos exudados en la raíz afectando a la comunidad bacteriana de la rizosfera. Bacterias benéficas para la planta del phylum Armatimonadota, las clases Actinobacteria y Dehalococcoidia, y las familias Gemmataceae y Nitrosococcaceae, fueron más abundantes en la estación seca. Como resultado principal se presenta un modelo que explica cómo la tolerancia de *E. platyacanthus* a la estación seca podría ser conferida por una interacción entre mecanismos fisiológicos y las relaciones simbióticas con las bacterias del suelo mediadas a través de los exudados de la raíz. Este trabajo es la primera descripción de los aminoácidos exudados por los cactus que estimulan el aumento de las poblaciones de bacterias benéficas en la rizosfera.

PALABRAS CLAVE: *Cactácea, Estrés abiótico, Exudados de raíz, Fisiología vegetal, Microbioma.*

INTRODUCCIÓN

Las zonas áridas se caracterizan por temperaturas extremas, alta radiación solar, lluvias variables y baja concentración de nutrientes en el suelo. Las plantas que habitan estas zonas, como los cactus y las suculentas, han desarrollado respuestas fisiológicas para tolerar el estrés abiótico, por ejemplo, el metabolismo ácido de las crasuláceas (CAM)(Nobel, 2010). La compleja respuesta metabólica de las plantas para afrontar las condiciones ambientales se ve reflejada en los exudados de la raíz, los cuales son determinantes para moldear la estructura y función de las comunidades microbianas del

suelo. Es bien sabido que los microorganismos en el suelo están involucrados en funciones benéficas para las plantas.

E. platyacanthus es un cactus endémico de México con metabolismo CAM, considerado como especie bajo protección especial. Es una planta con una tolerancia excepcional al estrés abiótico, como el calentamiento (Aragón-Gastélum et al., 2021) y la contaminación por metales pesados (Carabalí et al., 2020). Se ha descrito que posee una alta abundancia de microorganismos benéficos en su rizosfera que pudieran tener un papel crucial en su adaptación a las zonas áridas (De la Torre-Hernández et al., 2020). El objetivo de este trabajo fue analizar como los cambios ambientales que ocurren en la temporada seca afectan la fisiología de individuos adultos de *E. platyacanthus,* así como la estructura de comunidad bacteriana en su rizosfera.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de muestreo fue un área de 1634 m^2 en la localidad de Charco Blanco, Guadalcazar, San Luis Potosí, México, donde la vegetación dominante es matorral xerofilo con suelos tipo litosol. Se realizó un muestreo en septiembre del 2018 y otro en marzo del 2019, seleccionando al azar diez individuos adultos de *E. platyacanthus* con similar altura (69.9 ± 1.43 cm), diámetro (72.25 ± 1.55 cm) y circunferencia (226.98 ± 4.89 cm), a los cuales se les realizaron las siguientes determinaciones fisiológicas en cada temporada: Fluorescencia de la clorofila, tasa de transporte de electrones, eficiencia de extinción no fotoquímica, concentración de pigmentos, actividad CAM, potencial hídrico (Ψ) y la formación del especies reactivas de oxígeno (ROS) en el tallo. Para determinar los exudados de raíz se usaron cinco gramos de las puntas de las raíces en una solución hidropónica comercial durante 2 h y con agitación a 60 rpm. La cuantificación de los aminoácidos se hizo con el AccQ-TagTM *Ultra Derivatization Kit* (WatersTM) en Cromatografía líquida de alta resolución con detector de fluorescencia.

Para la caracterización fisicoquímica de los suelos se recolectaron muestras a 10 cm de profundidad de la rizosfera de cada individuo (n = 10) y de suelo libre de vegetación en la misma área (n = 5). Se determinó el contenido de agua del suelo (WC), el pH y la conductividad eléctrica. El carbono orgánico (CO) y la materia orgánica (MO) se analizaron por calcinación. Los macronutrientes (K, Ca, Mg), micronutrientes (Fe, Zn, Cu, B, Mo, Na) y fósforo soluble (P), se determinaron por espectroscopia de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (ICP-OES) (730-ES, *Varian*). El amonio (NH_4) y nitrato (NO_3^-) se midieron utilizando métodos colorimétricos. El carbono total (TC) y el nitrógeno total (TN) se determinaron con un sistema de combustión elemental (ECS) (4010, *Costech Analytical Technologies*).

La caracterización de la comunidad bacteriana se realizó mediante la secuenciación en Illumina Miseq 2 × 300 pb, 20 K, utilizando las regiones V1–V3 del gen 16S rRNA. El análisis de secuencias se realizó con Mothur (V. 1.36.1) usando la base de datos SILVA como referencia. La abundancia de fijadores de N (números de copias del gen *nif*H) y bacterias mineralizadoras de P orgánico (gen *pho*D) fueron cuantificadas por

qPCR en un PikoReal 96 (TCR0096, Thermo Fisher Scientific Inc.) utilizando el protocolo descrito en Medina-de la Rosa et al. (2021).

Las diferencias entre temporadas fueron evaluadas con una prueba de t-student o mediante ANOVA de dos vías. Se utilizó una prueba post hoc de Tukey para datos normales y una prueba de Mann-Whitney para datos no normales. Para identificar la relación entre los cuatro conjuntos de variables (suelo propiedades fisicoquímicas, variables fisiológicas de la planta, amino ácidos liberados en los exudados de las raíces y la abundancia de géneros bacterianos) realizamos un análisis regularizado de correlación canónica generalizada (RGCCA) (Tenenhaus et al., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Nuestros datos muestran que además de las limitaciones de agua, *E. platyacanthus* debe afrontar restricciones de nutrientes en el suelo, siendo las condiciones del suelo tan severas que incluso eliminan el efecto rizosférico. El RGCCA (Figura 1) sugirió que, como respuesta para mantener la homeostasis, la planta modifica la composición y concentración de los metabolitos en su interior. En consecuencia, existe una relación directa con los metabolitos exudados a través de las raíces. En concreto, Arg, junto con los aminoácidos de cadena ramificada como Val y Leu, son precursores de poliaminas (putrescina, espermidina y espermina) actuando como osmoprotectores (Winaya y Zainudin, 2020). Además, Arg, Val y Leu pueden actuar como moduladores de ROS (Wimalasekera et al., 2011). Una vez exudados por las raíces, los metabolitos juegan un papel esencial en la configuración del microbioma asociado a la rizosfera. Nuestros resultados sugieren el reclutamiento de bacterias específicas por parte de la planta durante la estación seca. Identificamos una correlación positiva de los aminoácidos Lys, Arg, Val y Leu con la abundancia relativa de grupos bacterianos como el phylum Armatimonadota, las clases Actinobacteria y Dehalococcoidia, y las familias Gemmataceae y Nitrosococcaceae. Estos taxones bacterianos se han identificado en ambientes secos, salinos y oligotróficos (Taketani et al., 2017; Semedo et al., 2021) o en sitios con compuestos clorados (Yang et al., 2020), lo que sugiere su alta tolerancia a ambientes estresantes. Los miembros del filo Armatimonadota, la clase Actinobacteria (Neylor y Coleman-Derr, 2018) y la clase Dehalococcoidia (Yang et al., 2020) juegan un papel esencial en la disponibilidad de carbono lábil, en la descomposición de materia orgánica y la formación de humus (Meier et al., 2021). Además, diferentes actinobacterias promueven el crecimiento de las plantas bajo estrés (Selim et al., 2019). La familia Gemmataceae ha sido reconocida por almacenar y mineralizar fósforo (Jenkins et al., 2017). Los miembros de la familia Nitrosococcaceae participan en el proceso de nitrificación en ambientes terrestres (Semedo et al., 2021). Estos datos sugieren que las bacterias involucradas en la adquisición de nutrientes o en la descomposición de la MO podrían ayudar al crecimiento y la tolerancia de *E. platyacanthus* durante la estación seca.

Figura 1. a) Modelo propuesto derivado de la matriz de correlación entre las variables canónicas utilizando el análisis de RGCCA. b) Contribución del primer componente de cada grupo de variables canónicas y de las variables más significativa de cada conjunto de variables. Nitrato (NO3), amonio (NH4), fósforo (P), magnesio (Mg), potasio (K), materia orgánica (MO), carbono orgánico (OC), carbono total (TC), relación carbono:nitrógeno (C:N), rendimiento cuántico efectivo del fotosistema II (Φ PSII), relación clorofila a/clorofila b (Chl a/b), especies reactivas de oxígeno (ROS), arginina (Arg), valina (Val), lisina (Lys) , leucina (Leu).

Además, se observó una correlación entre el número de copias del gen *nif*H con los aminoácidos Arg y Leu exudados por la planta, sugiriendo que tanto la planta como las bacterias fijadoras de nitrógeno pueden ayudarse mutuamente. Se ha encontrado una mayor abundancia del gen *nif*H en la rizosfera de varias plantas que en el suelo libre de vegetación (Chaudhary et al., 2015; Coelho et al., 2009; Li et al., 2019). Sin embargo, solo algunos estudios correlacionan la exudación de aminoácidos con la abundancia del gen *nif*H (Ando et al., 2005; Zhou et al., 2021). Por otro lado, la disponibilidad de C debajo de la planta puede estimular la actividad de las bacterias que mineralizan el fósforo orgánico (Kumar y Rai, 2020) y el número de copias del gen *pho*D, lo cual se observó en este trabajo. Aunque el número de copias del gen phoD no se vio afectado por la estacionalidad, la cantidad de fósforo en el suelo se redujo durante la estación seca, siendo ligeramente mayor en la rizosfera, sugiriendo que estas plantas forman islas de recursos para las comunidades microbianas (Lan et al., 2021). El aumento en las copias del gen phoD se

correlacionó positivamente con Lys, lo que sugiere que podría estar involucrado en el reclutamiento de bacterias mineralizadoras de fósforo orgánico. Nuestro estudio es uno de los primeros en identificar qué tipo de aminoácidos en los exudados vegetales estimulan el aumento de las poblaciones de estas bacterias benéficas.

CONCLUSIONES

Este trabajo es un análisis integral sobre cómo las interacciones suelo-planta-microorganismos ocurren en respuesta a la estacionalidad. Cuando la humedad de la rizosfera disminuye a niveles cercanos a los del suelo sin vegetación, la disponibilidad de nutrientes se ve afectada. Este fenómeno se suma al daño a la Chl a y Chl total causado por el aumento de ROS derivado de la fotosíntesis CAM y el aumento en radiación solar. En consecuencia, la planta regula su metabolismo aumentando Arg, Val, Lys y Leu en los exudados de la raíz, ya que posiblemente actúen como osmoprotectores y antioxidantes de la planta. Entonces estos exudados modifican la composición de la comunidad bacteriana de la rizosfera, aumentando la abundancia de grupos específicos de bacterias promotoras del crecimiento vegetal, especialmente las involucradas en la adquisición de nutrientes. El modelo presentado permite comprender cómo *E. platyacanthus* tolera la estación seca. Este trabajo es la primera descripción de aminoácidos en exudados de cactus y su capacidad para estimular poblaciones de bacterias benéficas en la rizosfera.

BIBLIOGRAFÍA

Ando, S., Goto, M., Meunchang, et al. 2005.Soil Sci. Plant Nutr. 51, 303–308.

Aragón-Gastélum, J.L., Yáñez-Espinosa, et al. 2021. Glob Ecol Conserv 32, e01919.

Carabalí, M.M.S., García-Oliva, F., et al. 2020. Rhizosphere 13, 100187.

Chaudhary, D.R., Gautam, R.K., et al. 2015. Appl. Soil Ecol. 91, 16–26.

Coelho, M.R., Marriel, I.E., et al. 2009. Appl. Soil Ecol. 42, 48–53.

de la Torre-Hernández, M.E., Salinas-Virgen, et al. 2020. Front. Microbiol. 11, 1424.

Jenkins, J.R., Viger, M., et al. 2017. Glob Change Biol Bioenergy 9, 591–612.

Kumar, A., Rai, L.C., 2020. Pedosphere 30, 405–413.

Lan, S., Thomas, A.D., et al. 2021. Sci. Total Environ. 764, 142847

Li, Y., Pan, F., Yao, H., 2019. J. Soils Sediments 19, 1948–1958.

Naylor, D., Coleman-Derr, D., 2018. Front. Plant Sci. 8, 2223.

Nobel, P.S., 1977. Oecologia 27, 117–133.

Medina-de la Rosa, G., García-Oliva, F., et al. 2021. FEMS Microbiol. Ecol. 97, fiab137.

Meier, D.V., Imminger, S., et al. 2021. mSystems 6 e00786–20.

Selim, S., Hassan, Y.M., et al. 2019. Plant Physiol. Biochem. 142, 15–21.

Semedo, M., Lopes, E., et al. 2021. Front. Microbiol. 12, 319.

Taketani, R.G., Lançoni, M.D., et al. Microb. Ecol. 73, 153–161

Tenenhaus, A., Tenenhaus, M., 2011. Psychometrika 76, 257–284.

Winaya, A., Zainudin, A., 2020. Energy Rep. 6, 626–630.

Wimalasekera, R., Tebartz, F., Scherer, G.F., 2011. Plant Sci. 181, 593–603.

Yang, Y., Zhang, Y., Cápiro, N.L., Yan, J., 2020. Front. Microbiol. 11, 2133.

Zhou, E., Gou, M., et al. 2021. Plant Soil Environ. 67, 567–578.

MAPEO DIGITAL DE LA PROFUNDIDAD DEL SUELO EN MÉXICO

Carlos E. Arroyo-Cruz[1*]; Mario Guevara[1]; Viviana Marcela Varón-Ramírez[1]

Centro de Geociencias - Universidad Nacional Autónoma de México, Querétaro, 76230, México.
*carlos.arroyo@geociencias.unam.mx

RESUMEN

La variabilidad del suelo ocurre a distancias cortas, y su caracterización espacio-temporal resulta tardada y costosa. El objetivo es la inferencia espacial de la profundidad del suelo en México utilizando 13,888 datos de campo acoplados con superficies climáticas y variables derivadas del análisis digital del terreno en un enfoque de aprendizaje automático.

La metodología combina seis algoritmos de modelación (Kriging, Random Forests-RF, k-nearest neighbors-kKNN, support vector machines-SVM, Cubist, y Modelos lineales generalizados-RGLM). Cada algoritmo fue aplicado en siete ecorregiones terrestres de México para capturar variaciones en los procesos de formación de suelos. Posteriormente, se exploran todas las posibles combinaciones de modelos usando una estrategia de medias ponderadas como criterio de ensamblaje. La validación cruzada e independiente (20% de datos) permite evaluar la calidad de las predicciones.

Los datos de campo reportan una profundidad del suelo promedio de 70 cm (±42 cm). kKNN fue el método más rápido (<1hr). El método con mejores resultados en general fue Random Forests (R^2 = 0.44, RMSE = 30.9 cm). El mapa final (R^2 = 0.42 - 0.52, RMSE = 29.0 - 33.4 cm) sugiere que la profundidad promedio del suelo en México es de 60 cm (±24 cm).

Combinaciones de predicciones de la profundidad del suelo pueden mejorar la calidad de los resultados, pero la mayor precisión no necesariamente implica la inclusión de todos los modelos analizados. Este trabajo provee nueva información para conocer las implicaciones de la profundidad de suelos en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres de México.

INTRODUCCIÓN

En México existen altos niveles de heterogeneidad espacial y temporal del ambiente formador del suelo. El mapeo de suelos convencional se centra en la delimitación de los límites del tipo de suelo donde la variabilidad de los suelos a pequeña escala se absorbe en unidades de clases más grandes. Actualmente es un desafío describir la variabilidad funcional del suelo dentro de estas unidades o clases de suelo, donde la profundidad del suelo juega un papel importante en su productividad y fertilidad.

El mapeo digital de suelos utiliza datos georreferenciados de suelos acoplados con diversos insumos de la informática ambiental en un enfoque de aprendizaje estadístico para predecir la variabilidad espacial de suelos a diversas escalas (McBratney *et al.*, 2003).

Estudios previos han mostrado que los atributos del terreno son los predictores más importantes de la profundidad del suelo (Tesfa *et al.*, 2009; Guerrero *et al.*, 2014); de hecho, los primeros intentos de hacer predicciones de las propiedades del suelo se basaron en el análisis del terreno. Sin embargo, también hay evidencia de la influencia del uso de la tierra sobre la profundidad del suelo en paisajes antropogénicos. Este estudio tiene como objetivo desarrollar un sistema de mapeo digital de profundidad de suelos en México usando un enfoque de aprendizaje automático (e.g., asistido por computadoras) y un criterio ecológicamente significativo de estratificación territorial.

MATERIALES Y MÉTODOS

El conjunto de datos de campo utilizado contiene 13,888 observaciones de profundidad del suelo recopiladas por el INEGI. Las profundidades máximas llegan a 200 cm, ya que, según el manual de recolección de referencia, en ocasiones se detuvo la excavación alrededor de los 105, 125 cm y en ocasiones a los 2 m aunque no existiera presencia del material de origen. Este tipo de datos se conoce como datos censurados.

Las covariables ambientales o predictores (16 en total) se eligieron siguiendo el modelo SCORPANe (Soils, Climate, Organisms, Relief, Parent material, Age, Space and error) descrito por McBratney *et al.*, (2003) basado en el modelo conceptual de formación de suelos propuesto por Jenny (1941). En este trabajo, la dimensión biológica (Organisms) no fue incorporada para identificar, en trabajos futuros, las implicaciones de la profundidad de suelos en el estado y transición de comunidades ecológicas sin redundancia estadística.

Una etapa inicial es la armonización de las bases de datos. Consiste en tener las observaciones y sus covariables en el mismo marco geográfico para relacionar los datos de campo con un valor correspondiente de cada covariable. El tamaño de píxel 1 km se considera un componente contextual para comprender la variabilidad del suelo y una entrada común para modelar los procesos de la superficie terrestre a escala nacional, regional y mundial.

Se ajustaron seis modelos provenientes de diferentes escuelas de modelación con el fin de capturar la mayor variabilidad espacial de la profundidad del suelo, entre los que se incluyeron; modelos geoestadísticas simples (Kriging) y métodos de aprendizaje automático basados en kernels o fronteras de decisión (k-nearest neighbors-kKNN y support vector machines-SVM), basados en árboles de regresión (Random Forests-RF,), basados en combinaciones de árboles combinados con modelos lineales (Cubist) y basados en modelos lineales generalizados basados en bagging (modelos lineales generalizados-RGLM). Para cada modelo, se determinaron los parámetros óptimos mediante un procedimiento de validación cruzada para maximizar la capacidad predictiva de los métodos implementados para las siete unidades ecológicas (INEGI *et al.*, 2008) y las bases de datos disponibles. La comparación de los algoritmos previamente mencionados se llevó a cabo en términos de la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de correlación de Pearson (R). Ambas métricas fueron evaluadas tanto para

la validación externa, utilizando el 20% (n=2773) de los datos, como para la validación cruzada (10-fold). Estas métricas sirvieron para ponderar las combinaciones entre modelos siguiendo las recomendaciones metodológicas presentadas en Heuvelink y Bierkens, (1992). Para producir el mapa final se realizó el mosaico de todas las ecorregiones utilizando la mejor combinación posible con base en la correlación (Figura 1).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el cuadro 1 se reportan las validaciones para la mejor combinación de modelos por ecorregión. La validación externa tiende a ser más optimista que la validación cruzada, su rmseExt oscila entre 28,5 y 38,9 cm y corExt entre 0,36 y 0,7 mientras que rmseCV oscila entre 29,4 y 38,6 cm y corCV entre 0,28 y 0,70. Kriging estuvo más cerca de los errores máximos y de las correlaciones más bajas entre valores observados y predichos, mientras que RF fue, en general, el mejor algoritmo de predicción. Algunas excepciones son kKNN en la California mediterránea (rmseCV 0.58, corCV 32.5) y marginalmente, la validación externa de Cubist en la unidad ecológica de la selva tropical (rmseExt 0.71).

Cuadro 1. Mejores combinaciones de modelos por ecorregión, con base en la validación externa, para la modelación de la profundidad del suelo. Donde, OK: Kriging, RF: Random Forests, kKNN: k-nearest neighbors, SVM: Support vector machines, CU: Cubist, RGLM: Random-GLM

	Pesos = Correlación de la validación externa					
	Mejor Correlación		Mejor RMSE		Todos los modelos	
Ecorregión	Combinación	Correlación	Combinación	RMSE	Correlación	RMSE
Nacional	CU-RF	0.66	CU-RF	31.1	0.66	31.6
California Mediterránea	RF-RGLM	0.72	RF-RGLM	30.8	0.69	31.6
Desiertos de América del Norte	CU-OK-RF	0.68	CU-RF	31.2	0.67	31.6
Elevaciones Semiáridas	CU-OK-RF-SVM	0.68	CU-RF-SVM	28.5	0.67	29.0
Grandes Planicies	CU-RF	0.65	CU-RF	29.9	0.62	30.8
Sierras Templadas	KKNN-RF	0.57	KKNN-RF	33.1	0.56	33.4
Selvas Cálido-secas	CU-KKNN-OK-RF-SVM	0.65	CU-KKNN-OK-RF-SVM	30.6	0.65	30.7
Selvas Cálido-húmedas	CU-OK-RF	0.72	CU-KKNN-OK-RF-SVM	30.4	0.72	30.9

kKNN fue el método más rápido en ser ajustado, al contrario que SVM, cuya formulación matemática es mucho más compleja. kKNN no fue el mejor pero tampoco el peor método para predecir la profundidad del suelo por esta razón, comúnmente se

emplea para estimaciones rápidas de la variabilidad espacial de alguna propiedad del suelo.

Adicionalmente y de acuerdo con el "teorema del no almuerzo gratis" (Wolpert y Macready, 1997), que establece que no existe un algoritmo que sea siempre el más preciso para mapear la profundidad del suelo en cualquier área geográfica. Nuestros resultados sugieren la necesidad de comparar y combinar múltiples predicciones para lograr el mejor mapa posible. Los resultados también sugieren que el promedio ponderado de todos los modelos siempre fue marginalmente más bajo que alguna combinación de ellos, indicando que hay modelos que pueden afectar el mejor desempeño posible. Los modelos que generan el mejor corExt no siempre son los mismos que generan el mejor rmseExt. RF siempre está presente en el mejor promedio ponderado basado en la validación externa y todos los métodos son importantes en al menos una unidad ecológica.

Figura 1. Mapa final. Mosaico de la profundidad del suelo. Ensamblado a partir de las mejores combinaciones de modelos por ecorregión.

CONCLUSIÓN

Se presentó un marco para el mapeo digital de suelos con una granularidad de 1 km para datos de profundidad del suelo utilizando el terreno y el clima como covariables

y como criterios de estratificación, un mapa de unidades ecológicas. En todos los casos, la validación externa muestra resultados más optimistas que la validación cruzada. Promediar las predicciones de la profundidad del suelo mediante el uso de algunos criterios de peso podría mejorar la calidad de los resultados, pero la mayor precisión no necesariamente implica la inclusión de todos los modelos en el promedio.

El mapa final (R^2 = 0.42 - 0.52, RMSE = 29.0 - 33.4 cm) sugiere que la profundidad promedio del suelo en México es de 60 cm (±24 cm). Los datos de campo sugieren una profundidad promedio de 70 cm (±42 cm). Estos resultados representan nueva información para conocer las implicaciones de la profundidad de suelos en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres de México.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Humanidades Ciencia y Tecnología (CONAHCYT), por beca de doctorado del Carlos E. Arroyo-Cruz. Mario Guevara., agradece apoyo de CONAHCyT Ciencia de Frontera 2023 (#CF2023-I-1846). Mario Guevara agradece apoyo de UNESCO-International Geosciences Program (grant #765).

BIBLIOGRAFÍA

Guerrero, E., Perez, A., Arroyo, C., Equihua, J., & Guevara, M., 2014. Building a national framework for pedometric mapping. 10.1201/b16500-22.

Heuvelink, Gerard & Bierkens, M.F.P., 1992. Combining soil maps with interpolations from point observations to predict quantitative soil properties. Geoderma. 55. 1-15. 10.1016/0016-7061(92)90002-O.

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) - Instituto Nacional de Ecología (INE), 2008. Ecorregiones Terrestres de México. Escala 1:1000000. México

Jenny, H., 1941. Factors of Soil Formation, A System of Quantitative Pedology. McGraw-Hill, New York.

McBratney, A.B, Mendonça Santos, M.L, Minasny, B., 2003. On digital soil mapping, Geoderma, Volume 117, Issues 1–2, Pages 3-52, ISSN 0016-7061, https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00223-4.

Tesfa, T., Tarboton, D., Chandler, D., Mcnamara, J., 2009. Modeling Soil Depth from Topographic and Land Cover Attributes. James P. McNamara. 45. 10.1029/2008WR007474.

Wolpert D. H. and Macready W. G., 1997. No free lunch theorems for optimization, *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, vol. 1, no. 1, pp. 67-82, April 1997, doi: 10.1109/4235.585893.

MEDICIÓN DE LA EVAPORACIÓN DEL SUELO CON MÉTODOS MICROMETEOROLÓGICOS

Olmo Guerrero Medina[1*]; Friso Holwerda[2]

[1] Atmospheric Science Graduate Group, University of California-Davis, 1 Shields Ave., Davis, California, USA; [2] Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México.
*olguerrero@ucdavis.edu

RESUMEN

El monitoreo de la evaporación del suelo es una actividad central para diversas disciplinas interesadas en entender el recurso suelo y su conexión con sistemas naturales y agrícolas. Las técnicas convencionales, como la cámara de gas o el microlisímetro proveen estimaciones puntuales y, no siempre, continuas, lo cual compromete la satisfactoria representación de la heterogeneidad del suelo y sus procesos. En respuesta a ello, se ha propuesto la implementación de métodos micrometeorológicos, los cuales, a pesar de medir en un solo punto, proveen estimaciones de un área mayor que los métodos convencionales. Más aún, son no intrusivos y representan una alternativa para escalar mediciones puntuales a la escala de parcela o ecosistema. La presente investigación expone una breve descripción a los métodos micrometeorológicos, sus hipótesis, fortalezas y debilidades. Con especial atención a los métodos de eddy covarianza y renovación superficial, el primero siendo el método de referencia y el segundo una alternativa económica y robusta. Como caso de estudio se muestran resultados del monitoreo del piso de un sistema agroforestal. Los resultados muestran el potencial de dichos métodos para monitorear la perdida de agua del suelo y vegetación en condiciones complejas.

Palabras clave: *balance de energía; eddy covarianza; flujos turbulentos; renovación superficial*

INTRODUCCIÓN

El monitoreo de la evaporación del suelo es una actividad central para diversas disciplinas interesadas en entender el recurso suelo y su conexión con sistemas naturales y agrícolas. Para ello, tradicionalmente se ha utilizado las técnicas del lisímetro, o microlisímetro, y cámaras de gas. La baja representatividad espacial de las mediciones y la dificultad para tener mediciones continuas hace que estos métodos no sean los más adecuados para monitorear ecosistemas espacialmente heterogéneos (Daamen *et al*., 1993; Eugster y Merbold, 2015). Al implementar el método del microlisímetro las raíces son separadas definitivamente del suelo, sesgando las estimaciones (Daamen *et al*., 1993), mientras que las cámaras hacen lo suyo al aislar el suelo y la vegetación de la atmósfera (Eugster y Merbold, 2015). Los métodos micrometeorológicos son una alternativa para monitorear el flujo de vapor de agua, CO_2, CH_4, y otros gases de relevancia biológica y edafológica (Baldocchi *et al*., 1998; Baldocchi y Meyers, 1991; Eugster y Merbold, 2015).

Dichos métodos son no invasivos, permiten obtener mediciones continuas y representativas de un área a barlovento del punto de medición. Su principal desventaja radica en la necesidad de instalar y mantener sensores que no se encuentran en una estación meteorológica tradicional, lo cual requiere cierto nivel de conocimiento técnico.

Los métodos micrometeorológicos se basan en el hecho de que el viento que pasa sobre una superficie colecta la materia y energía liberadas por ésta, por tanto, es posible caracterizar los procesos de la superficie al monitorear el viento que la barre. Por ejemplo, midiendo el campo de viento y la concentración de un escalar de interés, es posible describir cuanto de ese escalar ha sido emitido o capturado por la superficie. La evaporación del suelo se puede medir directamente del flujo turbulento o indirectamente utilizando argumentos de conservación de energía. En cualquier caso, la evaporación es obtenida a partir de convertir el flujo de calor latente (λE) a las unidades pertinentes (de Wm^{-2} a mm, por ejemplo). Para tener mediciones directas es preciso utilizar el método de eddy covarianza (Swinbank, 1951), cuya idea central es medir la variación conjunta del viento vertical (w) y el escalar de interés. El flujo vertical de λE entre la atmósfera y la superficie se obtiene a partir de:

$$\lambda E_{EC} = \rho\lambda\overline{w' \rho_w'} ,$$

donde ρ y λ son la densidad del aire seco ($kg\ m^{-3}$) y el calor latente de vaporización ($J\ K^{-1}\ kg^{-1}$) y ρ_w la humedad específica del aire ($kg\ m^{-3}$). El superíndice indica fluctuaciones del promedio y la barra un periodo de integración, usualmente treinta minutos. De manera alternativa el flujo de calor latente se puede estimar indirectamente como el residuo del balance energía, matemáticamente:

$$\lambda E_{BE} = R_n - G - H,$$

donde R_n es la radiación neta, G el flujo de calor del suelo y H el flujo de calor sensible. Al residuo $R_n - G$ se le denomina *energía disponible*, la cual debe estar balanceada por la energía utilizada por los flujos turbulentos (λE + H). Tanto R_n como G se pueden medir directamente con los sensores apropiados. El calor sensible se puede medir con eddy covarianza al utilizar la temperatura del aire (T_a) :

$$H_{EC} = \rho C_P \overline{w' T_a'} ,$$

donde C_P es la capacidad calorífica del aire ($J\ kg^{-1}\ K^{-1}$). El elevado costo del equipo necesario (anemómetro sónico 3-D) limita la implementación del método fuera de la academia y por grupos de investigación que no pueden solventar el gasto. El método de las varianzas (Tillman, 1972) y el de renovación superficial (Paw U *et al.*, 1995; Snyder *et al.*, 1996) requieren únicamente un termopar delgado, convirtiéndoles en alternativas económicas para estimar H. Debido a que la varianza es positiva definida el método de Tillman es útil en condiciones de bajo contenido de humedad, donde el enfriamiento evaporativo no causa flujos negativos de H. En contraste, el método de renovación superficial permite estimar flujos con ambos signos a partir de:

$$H_{SR} = \alpha \rho C_P \frac{a}{l+s} z,$$

siendo α una constante de proporcionalidad (sin unidades) y z la altura de medición (m). El método estima la amplitud (a) y duración ($l+s$) de los eventos de renovación del aire cercano a la superficie, a partir de un patrón impreso en series de temperatura medidas en alta frecuencia (al menos 10 Hz).

Este trabajo muestra resultados de la implementación de renovación superficial y eddy covarianza para medir la perdida de agua del piso de un sistema agroforestal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la Finca Trebolillos, un cafetal orgánico bajo sombra ubicado a 2 km al este del pueblo de Coatepec, Veracruz, México (19.28°N, 96.56°O). Se colectaron datos en el 2019 durante tres temporadas caracterizadas por distinta disponibilidad de agua y energía: seca-fría (27 de enero al 1 de marzo), seca-cálida (1 de abril al 25 de mayo) y húmeda-cálida (7 de julio al 7 de agosto). La pendiente de la parcela es casi nula y la vegetación del cafetal está distribuida en tres estratos distinguibles: el dosel (árboles de sombra), el sotobosque (cafetos) y el piso (hierbas). Al inicio del experimento la superficie del suelo estuvo mayoritariamente descubierta, con parches dispersos de mantillo. Conforme avanzaron las tres temporadas la superficie se cubrió de hierbas, alcanzando promedios de índice de área foliar de 1.8, 2.2 y 2.6 $m^2\ m^{-2}$.

Los flujos turbulentos se midieron con eddy covarianza (λE_{EC} y H_{EC}) y renovación superficial, estimando H_{RS} para obtener λE_{RS-BE} como el residuo del balance de energía. Para ello se montaron a 0.45 m de la superficie del suelo y por debajo de las primeras ramas de los cafetos, un anemómetro sónico (CSAT3, Campbell Scientific) para medir las tres componentes del viento, un higrómetro de camino abierto (KH2O, Campbell Scientific) para medir ρ_w y un termopar tipo E de 0.08 mm de diámetro para medir la temperatura del aire. Tanto el centro del higrómetro como el del termopar estuvieron separados menos de 0.1 m del centro del anemómetro. Se colectaron datos entre las 8:00 y las 18:00 horas a una frecuencia de 20 Hz utilizando un procesador de datos (CR1000, Campbell Scientific). La radiación neta fue medida 1 vez por minuto a 0.45 m de la superficie del suelo con dos radiómetros (NR-Lite2, Kipp & Zonen) reubicados continuamente alrededor de la torre meteorológica para capturar la heterogeneidad causada por la sombra del dosel y los cafetos. El flujo de calor del suelo fue medido con dos pares de sensores de humedad (CS650, Campbell Scientific), placas de flujo de calor (HFP01, Campbell Scientific) y termopares, enterrados a 0.08 m de profundidad e instalados a 4 y 8 m por delante de la torre, uno de estos entre filas de cafetos y otro entre dos de cafetos de la misma fila.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A pesar de la baja magnitud de H en este nivel, el método de renovación superficial fue suficientemente sensible para capturar la variación estacional, si se le compara con eddy covarianza (Fig. 1).

A pesar de que en escala horaria la estimación de λE con renovación superficial difiere en magnitud de la de eddy covarianza, ambas son comparables en escala diaria, como se muestra en la figura 2.C. Es importante aclarar que la diferencia no solo es atribuible a la estimación de H_{SR} , sino también a la dificultad para satisfactoriamente medir G y R_n en estas condiciones, y al error inherente del método de eddy covarianza. Durante la temporada seca-cálida la evapotranspiración del piso fue suficiente para enfriar el ambiente y causar flujos negativos de H alrededor del momento de máxima radiación, cuando se esperarían valores positivos.

Durante la primera temporada G y λE fueron de magnitud similar, en las temporadas restantes λE fue casi el doble de G, a pesar de que en las últimas temporadas R_n aumentó. Este incremento coincidió con el desarrollo de la vegetación, que contribuyó a una superficie del suelo menos expuesta y por tanto una disminución de G. Estos resultados indican que el aumento de la evapotranspiración, por el aumento en radiación y el crecimiento de las hierbas, fue el proceso que consumió la mayor cantidad de la energía disponible. Más aún, la figura 2 sugiere que la energía disponible limitó la evapotranspiración del piso y que continuamente las hierbas tuvieron acceso a la humedad del suelo. Este resultado contrasta con mediciones colectadas en un cafetal cercano, cuya superficie del suelo estuvo cubierta por mantillo y no por hierbas, en éste la evaporación del suelo estuvo limitada por el contenido de agua en el suelo durante la temporada seca (Holwerda y Meesters, 2019).

Figura 1. Ciclos diurnos estacionales de los flujos de energía al nivel del piso del cafetal bajo

CONCLUSIONES

La presente contribución expone resultados de la implementación de dos métodos micrometeorológicos para evaluar la pérdida de agua del piso de un sistema agroforestal. El conjunto de resultados presentados muestra como los métodos micrometeorológicos permiten no solo estimar la pérdida de agua, sino aportar información valiosa para entender como la energía se distribuye entre distintos procesos y almacenes del sistema suelo-planta-atmósfera.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Alejandra Martínez Gama y Daniel Tejeda por facilitarnos acceso al sitio. Así como el financiamiento y apoyo por parte del CONACYT (187646), PAPIIT -UNAM (IN102019), el Posgrado en CT de la UNAM y el Instituto de Ecología en Xalapa.

BIBLIOGRAFÍA

Baldocchi, D.D., Hicks, B. y Meyers, T.P. (1988). Measuring Biosphere-Atmosphere Exchanges of Biologically Related Gases with Micrometeorological Methods. *Ecology*, 69:1331-1340.

Baldocchi, D.D. y Meyers, T.P. (1991), Trace Gas Exchange Above the Floor of a Deciduous Forest 1. Evaporation and CO_2 Efflux. *Journal of Geophysical Research*, 96:7271-7285.

Daamen, C.C., Simmonds, L.P., Wallace, J.S. y Laryea, K.B. (1993). Use of Microlysimeters to Measure Evaporation from Sandy Soils. *Agric. For. Meteorol.,* 65:159-173

Eugster, W. y Merbold, L. (2015). Eddy Covariance for Quantifying Trace Gas Fluxes from Soils. *SOIL*, 1:187-205.

Holwerda, F. y Meesters, G.C.A. (2019). Soil Evaporation in a Shaded Coffee Plantation Derived from Eddy Covariance Measurements. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 124.

Paw U, K.T., Qiu, J., Watanabe, T., y Brunet, Y. (1995). Surface Renewal Analysis: a New Method to Obtain Scalar Fluxes Without Velocity Data. *Agric. For. Meteorol*., 74:119–137.

Snyder, R., Spano, D., Xu, L. y Paw U, K.T. (1996) Surface Renewal Analysis for Sensible and Latent Heat Flux Density. *Boundary-Layer Meteorology*, 77:249-266.

Swinbank, W. C. (1951). Measurement of Vertical Transfer of Heat and Water Vapor by Eddies in the Lower Atmosphere', *J. Meteorol*. 8:135–145.

Tillman, J. (1972). The Indirect Determination of Stability, Heat and Momentum Fluxes in the Atmospheric Boundary Layer from Simple Scalar Variables During Dry Unstable Conditions. *Journal of applied meteorology*, 11:783–792

MICROPLÁSTICOS EN SUELOS DE LA PRIMERA SECCIÓN DEL BOSQUE DE CHAPULTEPEC, CIUDAD DE MÉXICO.

Berenice Barrientos-Ojeda[1,2]*; Gilberto Vela-Correa[2]; Alethia Vázquez-Morillas[3]; Jaime Diaz-Ortega[4]; María Judith Castellanos-Moguel[5]; José Alonso Aburto-Enríquez[2]

[1]Maestria en Ecología Aplicada. Universidad Autónoma Metropolitana - Xochimilco. Calzada del Hueso 1100, Coapa, Villa Quietud, Coyoacán, 04960 Ciudad de México, CDMX. *2222801687@alumnos.xoc.uam.mx; [2]Laboratorio de Edafología y Absorción Atómica. Universidad Autónoma Metropolitana – Xochimilco; [3]Laboratorio de Tecnologías Sustentables. Universidad Autónoma Metropolitana - Azcapotzalco. Av San Pablo Xalpa 180, San Martin Xochinahuac, Azcapotzalco, 02128 Ciudad de México, CDMX; [4]Taller de Laminación. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Interior s/n, Coyoacán, C.U., 04510 Ciudad de México, CDMX; [5]Laboratorio de Micología. Universidad Autónoma Metropolitana - Xochimilco.

RESUMEN

Los suelos urbanos o áreas verdes cumplen importantes funciones asociadas a servicios ambientales que benefician a las comunidades que lo visitan, por este motivo es de sumo interés estudiar las interacciones que pueden tener los contaminantes emergentes, como los microplásticos, en los suelos. El Bosque de Chapultepec es un bosque urbano considerado como el área verde más importante y visitada de la Ciudad de México. Además, es uno de los pulmones más importantes de esta ciudad, y un parteaguas entre la ciudad y áreas de esparcimiento. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de los microplásticos en la microestructura de los suelos del Bosque de Chapultepec. Se obtuvieron muestras inalteradas de suelos de la primera sección del Bosque de Chapultepec, y se prepararon láminas delgadas a fin de verificar la presencia, identificación e interacción de microplásticos con el suelo, el material parental y materia orgánica. Entre los resultados encontrados se tiene que hay presencia de microplásticos de dos tipos, el primero es un conjunto de fibras verdes integradas en la matriz del suelo que cuando se rompe forma pequeños fragmentos redondeados que se ubican alrededor o dentro de los agregados del suelo y un segundo grupo de microplásticos en forma de nanoesferas que se pueden encontrar en todo el suelo aledaño. Aunque no representan un riesgo actualmente, a largo plazo pudieran ser causantes de cambios en las propiedades de los suelos del Bosque Chapultepec.

PALABRAS CLAVE: *Contaminación, Micromorfología, Plásticos, Suelos urbanos.*

INTRODUCCIÓN

La Ciudad de México esta divida en dos usos principales su suelo, el denominado suelo de conservación (SC) que representa más del 50% de la superficie donde se realizan actividades agrícolas, pecuarias y forestales y el conocido como suelo urbano (SU), el cual entre sus tantas funciones está compuesto por áreas verdes. Estas áreas proveen importantes servicios ambientales a los habitantes como reducción de la contaminación del aire y del ruido, regulación y o creación de microclimas, incremento de la biodiversidad local y permiten la integración social, transformando estos espacios de

simples lugares arbolados a sitios que se vuelven más habitables y sostenibles para toda la comunidad. El Bosque de Chapultepec es uno de los pulmones más importantes de esta ciudad, por esta razón mantener sus servicios ecosistémicos vigentes se vuelve una prioridad, ya que cada vez se pierden más áreas de bosque que brindan beneficios a la humanidad y al sistema tierra en general (Cotler *et al*., 2021).

Asimismo, existen problemáticas que han comenzado a afectar la sustentabilidad de estos lugares, uno de ellos está asociado con el manejo de sus suelos y otro que es de gran interés es el manejo de residuos. El bosque de Chapultepec es visitado por un gran número de visitantes diariamente que pone en un riesgo critico de contaminación sus suelos por adición de componentes ajenos a este, como los plásticos, que cada día están acumulándose en todos los ecosistemas y que sus afectaciones aún son desconocidas en su totalidad, ya que son considerados contaminantes emergentes (He *et al.*, 2017). Por esta razón el objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de los microplásticos en la microestructura de los suelos del Bosque de Chapultepec.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo se realizó en el Bosque de Chapultepec, Alcaldía Miguel Hidalgo, Ciudad de México, del 10 al 11 de octubre de 2022, donde se obtuvieron muestras inalteradas de los suelos de la primera sección del Bosque de Chapultepec, estás fueron utilizadas para identificar la interacción de microplásticos con el suelo, el material parental y materia orgánica, esto con ayuda de la técnica de láminas delgadas (FitzPatrick y Gudmundson, 1978). Las imágenes fueron analizadas con una cámara montada al microscopio petrográfico marca Olympus, el cual IMAGE-PRO-PLUS Versión 7.0, el cual permite guardar la imagen. Cada lamina fue escaneada a escala de 2400 ppi y posteriormente fueron procesadas en el programa IMAGE-PRO-PLUS 10.05 donde se realizó una máscara que permite realizar el conteo y análisis estadístico de cada una de sus propiedades.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Micromorfología del suelo

Las características de este lugar indica que tiene una porosidad media del 27%, el suelo representa aproximadamente el 70% de la lámina, los tejidos vegetales al 1.49%, asimismo se pueden observar fragmentos de carbón (0.84%) y se pudo cuantificar al menos el 0.67% de plásticos, es importante señalar que el escáner no pudo hacer una diferenciación de los plásticos transparente (Figura 1).

La estructura de los agregados es principalmente subangular, sin embargo, algunas regiones tienen una tendencia angular. Se observan fragmentos de rocas redondeados de origen volcánico (plagioclasas). Los tejidos vegetales están medianamente degradados y son abundantes, en algunos casos hay presencia de coprolitos que son evidencia de actividad biológica en este lugar. Hay fragmentos de

concreto, tezontle, así como elementos quemados redondeados y con coloración rojiza que son representativos de suelo quemado a altas temperaturas.

Figura 1. Lamina delgada escaneada, en ambas imágenes se puede observar las fibras de plástico integradas en la matriz del suelo. b) Imagen original, en esta se señala una región con fibras verdes en la matriz del suelo. b) Mascara generada con el programa Image pro-10, las regiones con amarillo indican áreas donde han migrado los plásticos.

Microplásticos en el suelo

Presenta plásticos de dos tipos, el primero es un conjunto de fibras verdes integradas en la matriz del suelo que cuando se rompe forma pequeños fragmentos redondeados que se ubican alrededor o dentro de los agregados. El segundo tipo se ubicó dentro de un agregado, tiene forma de una fibra transparente que se ubica dentro y fuera de él, este parece ser el resto de una bolsa de plástico que comienza a degradarse e integrarse en el suelo (Figura 2).

Estos plásticos están migrando a diversas áreas y no parecen ser atacados por ningún microorganismo, por esta razón podrían transformarse en polvos que se integren en las cadenas alimenticias. En estudios realizados en los últimos años se han observado cambios en las propiedades físicas del suelo que han llevado a la alteración de la porosidad y estructura del suelo, esto ha afectado la dinámica del suelo, por ejemplo, formando nuevos canales de movimiento del agua y favoreciendo la aceleración de la evaporación del agua. Respecto a las propiedades químicas ya se han detectado sobreestimaciones de Carbono Orgánico del Suelo, alteraciones en la proporción de nutrientes como fósforo, potasio y nitrógeno (Chia *et al.*, 2021).

Figura 2. Microplásticos encontrados en la lámina delgada del suelo. Microscopio petrográfico Olympus, aumento 100x luz reflejada. a) Corte longitudinal de película de plástico dentro de agregado de suelo. b) Corte de fibra de microplástico integrándose al suelo. c) fragmentos redondeados provenientes de la fibra de microplástico verde, que se ubican alrededor o dentro de los agregados del suelo. d) Proceso de fragmentación de los fragmentos redondeados de la fibra de microplástico verde adhiriéndose al suelo.

Respecto a los organismos que habitan el suelo ya se han documentado los efectos de estos contaminantes sobre la biota del suelo, en algunas plantas se observó que disminuyo la biomasa de brotes, hojas y raíces, asimismo provocó efectos adversos sobre el crecimiento vegetativo y la capacidad reproductiva; respecto a animales los efectos se atenúan más, puesto que aumento la mortalidad, disminuyó la tasa de crecimiento, hubo daños intestinales, disminuyó el peso corporal promedio, o bien, se alteró el metabolismo energético (Wang *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

Los suelos de la Primera Sección del Bosque de Chapultepec presentan microplásticos de dos formas: fibras y esferas, los cuales no parecen afectar sus propiedades físicas a corto plazo. Sin embargo, su presencia representa un riesgo a largo plazo, ya que estos podrían afectar las propiedades físicas y químicas del suelo, ya que encuentran dentro y fuera de los agregados del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

Chia, R. W., Lee, J. Y., Kim, H., Jang, J. (2021). Microplastic pollution in soil and groundwater: a review. *Environmental Chemistry Letters*. *19*(6): 4211-4224.

Cotler, H., Cram, S., Mendoza Ruiz, L., y Ramírez Beltrán, M. Á. (2021). Sellamiento del suelo en el Bosque de Chapultepec y propuestas de restauración. *Investigaciones Geográficas.* 105: 1-12.

FitzPatrick E.A., Gudmundson T. (1978) The impregnation of wet peat for the production of thin sections. *J Soil Sci*. 29: 585-587.

He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. *109*: 163-172.

Li, H., Liu, L., Xu, Y., y Zhang, J. (2022). Microplastic effects on soil system parameters: a meta-analysis study. *Environmental Science and Pollution Research*. 1-12.

Wang, W., Ge, J., Yu, X., Li, H. (2020). Environmental fate and impacts of microplastics in soil ecosystems: Progress and perspective. *Science of the total environment*. 708: 134841.

MONITOREO DE FLUJOS DE CO_2 DEL SUELO EN EL OBSERVATORIO MEXICANO DEL CLIMA Y LA COMPOSICIÓN ATMOSFÉRICA (OMECCA)

Eugenia González del Castillo[1]; Ma. de la Luz Espinosa Fuentes[1]; Wolfgang Stremme[1]; Alejandro Bezanilla Morlot[1]; Michel Grutter de la Mora[1*]

[1]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación S/N, Ciudad Universitaria. 04510 Coyoacán, CDMX.
*grutter@unam.mx

RESUMEN

El flujo de CO_2 del suelo a la atmósfera representa un componente de gran magnitud y alta variabilidad del ciclo global del carbono. El monitoreo de su magnitud, estacionalidad y la evaluación de los factores climáticos y biológicos que lo regulan es indispensable para el entendimiento de dicho ciclo y para la adopción de prácticas de manejo sostenible de suelo. En esta contribución se presentan los resultados de una prospección inicial de sitios de muestreo y mediciones exploratorias del flujo de CO_2 en el suelo de la Reserva de la Biosfera Calakmul, Campeche, y sus inmediaciones. La prospección tuvo como resultado la elección de sitios de muestreo de selva inundable y zonas no inundables aledañas, así como zonas recientemente aclaradas y otras intactas en bosques manejados del ejido Nuevo Becal, vecino a la reserva. Las tasas de flujo medidas no muestran diferencias significativas entre sitios, pero la microtopografía de los sitios elegidos y la historia de manejo de los mismo sugieren comparaciones promisorias para el establecimiento de futuros sitios de monitoreo permanente. Estos trabajos forman parte del proyecto Observatorio Mexicano del Clima y la Composición Atmosférica en la zona de Calakmul.

PALABRAS CLAVE: *Flujos ecosistémicos; Reserva de la Biosfera Calakmul; Respiración del suelo; Selva tropical subperennifolia***.**

INTRODUCCIÓN

El Observatorio Mexicano del Clima y la Composición Atmosférica (OMECCA) es un proyecto en construcción que instalará y operará un conjunto de instrumentos de monitoreo atmosférico y ambiental en las inmediaciones y dentro de la Reserva de la Biosfera de Calakmul (RBC), Campeche. El OMECCA tiene como uno de sus objetivos principales el estudio del ciclo del carbono y los procesos ecosistémicos, atmosféricos y antrópicos que lo regulan. Con este propósito, integrará cuatro tipos principales de observaciones:

- mediciones precisas y de alta resolución temporal de la fracción molar de gases de efecto invernadero (GEI) (CO_2, CO, CH_4, H_2O) a lo largo de la columna atmosférica. Este monitoreo se basa en el análisis espectroscópico de la radiación solar absorbida por la atmósfera, empleando un interferómetro de alta resolución en el infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR por sus siglas en inglés),

- monitoreo de GEI en superficie mediante espectroscopía de extinción anular en cavidad (CRDS por sus siglas en inglés),
- medición de flujos ecosistémicos de intercambio de CO_2, CH_4, H_2O y energía entre la selva tropical subperennifolia de la RBC y la atmósfera, empleando la técnica de *eddy covariance* o de flujos turbulentos, y
- monitoreo a nivel de superficie de parámetros biofísicos esenciales en la construcción de balances robustos de carbono, validación de datos satelitales, y modelaje espacial y temporal de las interacciones biofísicas entre la superficie y la atmósfera que modulan el ciclo del carbono. Entre estos parámetros se encuentran las propiedades fisicoquímicas del suelo, el índice de área foliar, la fracción absorbida de la radiación fotosintéticamente activa, entre otras.

En el contexto de los últimos dos componentes enlistados, uno de las variables de mayor importancia es el intercambio de CO_2 entre el suelo y la atmósfera, comúnmente referido como respiración del suelo. El flujo de CO_2 del suelo constituye una de las vías principales por las cuales el carbono fijado por la vegetación retorna a la atmósfera, sólo por detrás de la respiración del ecosistema, de la cual constituye a su vez el componente mayor (Xu y Zhang, 2016). Adicionalmente, el flujo de CO_2 del suelo es regulado principalmente por la temperatura y el contenido de humedad del mismo (Hursh *et al*. 2017), así como por las prácticas humanas de manejo del suelo, lo que lo convierte en un componente altamente vulnerable al aumento global de temperatura, la creciente variabilidad de la precipitación y el cambio de uso del suelo. Por estas razones, el monitoreo del intercambio de CO_2 del suelo y el estudio de los factores que modifican su magnitud resulta indispensable para el entendimiento sólido del ciclo del carbono, así como para la adopción de prácticas sostenibles de gestión del ecosistema, que fomenten el secuestro de carbono en los suelos y contribuyan a la mitigación del cambio climático.

En esta contribución se presentan los resultados de un conjunto de mediciones preliminares de flujo de CO_2 en suelo y una prospección de sitios en la RBC y el ejido Nuevo Becal, en la zona aledaña a la reserva. El objetivo fue identificar zonas de interés para el establecimiento de parcelas permanentes de muestreo de flujos de suelo en la región; estos sitios formarán parte de los esfuerzos de monitoreo integral de la atmósfera y la superficie que llevará a cabo el OMECCA .

MATERIALES Y MÉTODOS

La prospección de sitios y el monitoreo inicial de flujos de CO_2 del suelo tuvieron lugar del 16 al 19 de mayo de 2023. Se realizaron mediciones en tres sitios (Fig. 1):

- Selva mediana subperennifolia, en el área de instalaciones de la CONANP, 20 km al interior de la Reserva de la Biosfera Calakmul (18.3648º N, 89.8921º W).
- Selva baja inundable y área adyacente no inundable, en una zona cercana a la aguada Chumaquil (18.7310º N, 89.2072º W), en el Área Destinada Voluntariamente a la Conservación (ADVC) del ejido Nuevo Becal, Calakmul.

- Selva mediana subperennifolia en el ejido Nuevo Becal (18.6706º N, 89.2560º W), donde se practica un aprovechamiento forestal sustentable que consiste en la apertura de claros de 22 m de diámetro rodeados por áreas de selva intactas. El muestreo se llevó a cabo tanto en el área del claro como en la zona adyacente.

En cada uno de estos sitios se monitoreó respiración de suelo en cuatro puntos distintos, por periodos de cinco minutos, mediante el método de cámara estática (*non-steady state*) de acumulación. La cámara consiste en un cilindro acrílico sellado en un extremo, que contiene un sensor de concentración de CO_2 en aire (CARBOCAP GMP 343, Vaisala) y un sensor de temperatura y humedad relativa del aire (sensor CS215, Campbell Scientific). La cámara se asienta sobre un collar de PVC previamente colocado en el suelo de tal manera que 5 cm del collar sobresalen del mismo. Al sellar el extremo abierto de la cámara contra el collar de PVC, el CO_2 liberado por el suelo debido a la actividad microbiana, la actividad de las raíces vegetales y la posible disolución de carbonato de calcio en el agua presente en el suelo, comienza a acumularse en el interior del cilindro acrílico, donde la concentración creciente del gas es registrada por el sensor de CO_2. La tasa de eflujo de CO_2 proveniente del suelo se estima entonces a partir de la pendiente de dicha acumulación, corrigiendo previamente el efecto de dilución que la evaporación de agua al interior de la cámara ocasiona en la fracción molar de CO_2 (Welles *et al*., 2001). Se presenta una estimación estadística sencilla del rango, promedio y características generales de las mediciones preliminares realizadas en cada sitio.

Figura 1. Sitios de muestreo de flujo de CO_2 del suelo: (A) Selva subperennifolia en la Reserva de la Biosfera Calakmul (RBC), (B) Selva baja no inundable (NB-noin), (C) Selva baja inundable (NB-in) y (D) Claro (primer plano) y selva mediana subperennifolia adyacente al claro (al fondo) (NB-cl y NB-nocl, respectivamente).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las tasas de flujo de CO_2 del suelo registradas durante el muestreo (Fig. 2) se encuentran dentro de los rangos habituales reportados en estudios realizados en suelos

agrícolas, plantaciones forestales y pastizales abandonados (0 a 8 □mol m^{-2} s^{-1}) (Raich *et al*. 2023).

El flujo promedio de la respiración en la Reserva, la selva baja no inundable y la selva mediana adyacente al claro son muy parecidos, difieren entre sí en un 5% como máximo, y el rango de valores obtenidos es también similar. El análisis de varianza de una vía indica que en conjunto no existen diferencias estadísticas significativas entre las tasas de respiración del suelo en los distintos sitios muestreados (p>0.20). No obstante, la figura 2 indica que la tasa promedio en la selva baja inundable tiende a ser más baja que en resto de los sitios, mientras que hay indicios de que es más alta y variable en el claro de selva mediana.

Los resultados obtenidos sugieren una comparación adicional interesante. En el sitio de selva baja inundable (NB-in), la permanencia del agua y su posterior drenaje con dirección Este ha resultado en una microtopografía conformada por surcos y montículos. Los surcos poseen entre 15 y 25 cm de profundidad y rodean a montículos de suelo creados por el arrastre de sedimentos y su acumulación alrededor de los árboles y otros obstáculos (Fig. 1). Los surcos tienen un alto contenido de rocas y grava, y se encuentran casi desprovistos de vegetación, mientras que los árboles y una gran cantidad de pasto colonizan los montículos. La tasa de respiración en las zonas de montículos (1.94 □mol m^{-2} s^{-1} en promedio) es notablemente menor que en los surcos (3.52 □mol m^{-2} s^{-1} en promedio), si bien el número de muestras por condición fue únicamente de dos.

Figura 2. Estadísticos básicos de las tasas de flujo de CO_2 del suelo hacia la atmósfera en los sitios visitados: RBC: Reserva de la Biosfera Calakmul; NB-noin: selva baja, zona no inundable, Nuevo Becal; NB-in: selva baja, zona inundable, Nuevo Becal, NB-cl: claro en zona de selva mediana, Nuevo Becal y NB-nocl: Zona adyacente al claro, selva mediana, Nuevo Becal. En cada caso, n = 4 collares.

Dos características del muestreo pueden contribuir determinantemente a los resultados aquí presentados: 1) dadas las limitaciones de tiempo disponible para el muestreo, realizamos un muy reducido número de mediciones en cada sitio, y 2) en una medición cuidadosa, la instalación de los collares de PVC en el suelo debe preceder por

varios días a la medición de la respiración, ya que la colocación de los collares puede cortar raíces, airear el suelo, modificar su contenido de humedad, y en general cambiar las condiciones naturales en que se desarrolla la respiración, por lo que la recomendación es permitir la estabilización del suelo antes de realizar el monitoreo.

CONCLUSIONES

La prospección de los sitios y el muestreo preliminar llevado a cabo fueron exitosos en relación a la identificación de dos hipótesis de trabajo para el futuro muestreo sistemático del flujo de CO_2 del suelo en la zona:

1. Las condiciones que caracterizan el suelo de las selvas bajas sujetas a inundaciones periódicas promueven la acumulación progresiva de materia orgánica y su lenta degradación, y por lo tanto son extensiones con un alto potencial de almacenamiento de carbono en suelo y una tasa baja de flujo de CO_2 a la atmósfera.

2. En las parcelas con manejo forestal, la apertura de claros puede conducir a una mayor exposición y erosión del suelo y por lo tanto a una pérdida inicial del carbono almacenado. Sin embargo, la remoción de árboles incrementa la disponibilidad de luz y nutrientes para las plantas que permanecen en el sitio, lo que promovería un crecimiento acelerado de las mismas y por tanto un incremento en el secuestro de CO_2 atmosférico. A este aumento en la actividad de la biomasa por encima del suelo corresponderá un incremento en la tasa del flujo respiratorio de la biomasa bajo tierra, y consecuentemente un incremento en el flujo de CO_2 a la atmósfera.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el financiamiento de la Agencia Espacial Mexicana y el proyecto UNAM-PAPIIT IA103823 'Intercambio de CO_2 y reservorios de carbono en el continuo suelo-planta-atmósfera en un bosque tropical subperennifolio del sureste de México', así como la colaboración de la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA), la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP) y la Sociedad Técnica Forestal 'Selvas de Calakmul'.

BIBLIOGRAFÍA

Hursh A, Ballantyne A, Cooper L, Maneta M, Kimball J, Watts J. (2017). The sensitivity of soil respiration to soil temperature, moisture, and carbon supply at the global scale. Global Change Biology 23: 2090-2103.

Raich JW, Kaiser MS, Dornbush ME, Martin JG, Valverde-Barrantes OJ. (2023). Multiple factors co-limit short-term in situ soil carbon dioxide emissions. PLoS ONE 18: e0279839.

Welles JM, Demetriades-Shah TH, McDermitt DK. (2001). Considerations for measuring ground CO_2 effluxes with chambers. Chemical Geology 177: 3-13.

Xu M, Shang H. (2016). Contribution of soil respiration to the global carbon equation. Journal of Plant Physiology 203: 16–28.

OBSERVATORIO ECOHIDROLÓGICO VALLE DEL YAQUI: INTEGRACIÓN DE HERRAMIENTAS PARA EL ANÁLISIS DE INTERACCIONES SUELO-PLANTA-ATMÓSFERA

Zulia M. Sánchez Mejía[1*]; Heira L. Luque Apodaca[1]; Liczy G. Sotomayor Quijada[1]; Francisco J. Gaxiola Ortiz[1]; Jaime Garatuza Payán[1]; Enrico A. Yépez[1].

[1]Instituto Tecnológico de Sonora, 5 de febrero 818 sur colonia Centro 85000, Cd. Obregón, Sonora, México. *zulia.sanchez@itson.edu.mx

RESUMEN

El manejo apropiado de ecosistemas agrícolas requiere del monitoreo de variables ambientales partiendo de la escala puntual como la medición de conductancia estomática a la regional como el uso de productos satelitales. Una escala intermedia y que proporciona información de interacciones suelo-planta-atmósfera, que resultan en el intercambio de energía, y gases como dióxido de carbono (CO_2) y vapor de agua (H_2O) es la implementación de observatorios ecohidrológicos. Dichos observatorios se instrumentan con sistemas de covarianza de vórtices para medir flujos como la evapotranspiración (ET), y sensores de rayos cósmicos para determinar la humedad de suelo a una escala congruente. Aquí presentamos resultados de la variación de la humedad suelo y ET una parcela de ~150m de radio con una operación convencional de cultivo de trigo en el Valle del Yaqui, en Sonora, México. La información generada incide en la conciencia de los agricultores y toma de decisiones de manejadores del agua.

PALABRAS CLAVE: *Cobertura vegetal; Covarianza de vórtices; CRNS-COSMOS; Humedad de suelo; MexFlux.*

INTRODUCCIÓN

En México, investigadores de varias universidades y centros de investigación, y de diversas disciplinas han consolidado MexFlux, un consorcio que se enfoca en el monitoreo de flujos de gases de efecto invernadero (GEI) entre los ecosistemas y la atmósfera. En los observatorios se mide intercambio de energía, agua, dióxido de carbono y otros gases traza, así como variables micrometeorológicas, fenología, marea, salinidad, y humedad de suelo dependiendo del ecosistema(Tarin-Terrazas et al., 2022).

El concepto de soluciones climáticas naturales (NCS, del inglés Natural Climate Solutions) contempla aprovechar procesos ecosistémicos para evitar emisiones y remover dióxido de carbono (CO2) de la atmósfera, almacenándolo en reservorios biológicos (Griscom et al., 2017). En este sentido, las mediciones de flujos ecosistema-atmósfera son un instrumento para el monitoreo, reporte y verificación de la capacidad de captura de CO_2 de los ecosistemas y las variables que controlan dicho proceso. Por lo que, la técnica de covarianza de vórtices (EC, del inglés Eddy covariance) junto con variables ambientales se puede implementar a escala local y escalar a escala regional/nacional empelando otras herramientas como percepción remota (Hemes et al., 2021) y modelación (Beamesderfer et al., 2022).

La humedad de suelo, es una variable ecohidrológica clave en el estudio de interacciones suelo-planta-atmósfera (Helbig et al., 2020). En estudios agrícolas, se ha observado una relación directa entre cuando y cuán húmedo está el suelo con el desarrollo de los cultivos y la producción de GEI (Saynes et al., 2016).

Existen diversos métodos puntuales para medir la humedad de suelo (por ej. reflecto metros; TDR), sin embargo, hace alrededor de una década se avanzó con la implementación del sensor de neutrones de rayos cósmicos (CRNS o COSMOS, del inglés Cosmic-Ray Neutron Sensor) (Desilets et al., 2010). La escala a la que mide el CRNS es equiparable a el área de integración que reportan los sistemas de flujo EC (i.e. decenas de metros a la redonda), y la aplicación en agricultura es un área de rápido crecimiento (Franz et al., 2016).

En esta investigación se reporta la instrumentación del Observatorio ecohidrológico del Valle del Yaqui, con un sistema de covarianza de vórtices, un CRNS, sensores micrometeorológicos, TDR's y una cámara fenológica. Con la motivación de 1) establecer un sitio piloto para la validación del CRNS en un sistema agrícola de riego por gravedad, 2) integrar la información de humedad de suelo con la fenología y demanda atmosférica, 3) modelar la altura de la capa límite planetaria y turbulencia en diferentes escenarios de humedad de suelo y cobertura vegetal, y analizar las condiciones de generación/dispersión de polvos atmosféricos y emisiones de GEI como CO_2.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El Valle del Yaqui cuenta con 235,000 ha destinadas principalmente al cultivo del trigo durante el ciclo otoño-invierno (Figura 1.b). En función de la disponibilidad de agua realizan cultivos de verano como sorgo y cártamo. El clima predominante en la región es seco cálido. La precipitación anual es de ~ 400 mm, mientras que la temperatura promedio anual es de ~ 22.5 °C (estación meteorológica 26304-Valle del Yaqui KM. 068, ciclom-mex.cicese.mx).

Instrumentación

Se estableció un observatorio ecohidrológico en el Valle del Yaqui (Figura 1.d) que cuenta con una estación meteorológica integrada (ClimaVUE TM50, Campbell Scientific, USA), una cámara RGB con lapso de tiempo Moultrie (Modelo MCG-13271, PRADCO Outdoor Brands) para monitorear las fenología, sensores de humedad de suelo (SoilVUE10, Campbell Scientific, USA) y un sistema de covarianza de vórtices (LI-7500DS and SmartFlux® 3 System, LICOR Nebraska, USA) y un CRNS (Hydroinnova).

Figura 1. a) Valle del Yaqui ubicado en el noroeste de México, b) extensión del VY, c) distribución de puntos de muestreo para calibración del sensor de neutrones de rayos cósmicos (CRNS), d) instrumentación del observatorio ecohidrológico.

Colecta y procesamiento de datos

Del sistema de EC con sensores a alta frecuencia se colectaron datos a 10 Hz, del resto de los sensores se colectaron a 5 min, en ambos casos se procesaron a media hora. Se realizaron procedimientos estandarizados para el procesamiento y limpieza de los datos empleando el programa Eddy Pro (7.0.9) y Matlab (Delgado-Balbuena et al., 2020).

La calibración del CRNS se realizó siguiendo los pasos estandarizados (Gaxiola-Ortiz, 2021), donde se muestrearon 18 perfiles (Figura 1.c) a 6 profundidades para obtener un total de 180 muestras en un radio de 150 m alrededor del CRNS, de donde se estima densidad aparente, humedad de suelo gravimétrica, agua contenida en materia orgánica y agua látice.

Modelación

El modelo CLASS *Chemistry Land-surface Atmosphere Soil Slab model* es una herramienta para evaluar procesos atmosféricos como el desarrollo de la capa límite planetaria y emisión de contaminantes (Vilà-Guerau de Arellano et al., 2015). En sistemas agrícolas se puede implementar para analizar interacciones suelo-planta-atmósfera como

intercambio de energía y emisión de CO_2, validando con datos observados del sistema de covarianza de vórtices (EC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La humedad de suelo incrementó con cada riego, e incluso se observó sensibilidad del CRNS con eventos de precipitación, la humedad va de 0.15 – 0.35 cm^3 cm^{-3} (Figura 2). Los riegos se aplican en cada etapa fenológica, el último al comienzo del llenado de grano, la humedad decae rápidamente durante la madurez del cultivo y cosecha (Figura 2). Lo cual sugiere que durante el ciclo de cultivo las plantas cuentan con la humedad necesaria para crecer, sin embargo, para entender como este cultivo tendría un uso eficiente del agua, y así proponer una la calendarización optima de los riegos, para contrarrestar estrés de la planta es necesario considerar la demanda atmosférica de agua en función de incremento de temperatura y la etapa fenológica del cultivo.

Figura 2. Evolución temporal de la evapotranspiración (ET) y déficit de presión de vapor (DPV) (panel superior) durante el cultivo de trigo. Respuesta de la humedad de suelo a eventos de irrigación y precipitación (panel medio). Desarrollo fenológico del cultivo de trigo y valores de NDVI (panel inferior).

Se validó el modelo CLASS con los datos de EC, detectamos que, durante el cultivo de sorgo en verano, en condiciones irrigadas, la estimación del calor latente (LE) se apega mejor a lo observado (r^2=0.96) que la del calor sensible (H). La estimación del modelo con respecto a H del modelo es negativa, esto no refleja lo observado por EC. En cuanto a la estimación de CO_2 la magnitud es similar sin embargo la dinámica en el tiempo del modelo no refleja lo observado (Figura 3.)

Figura 3. a) Ciclo diurno del calor sensible (H), b) Ciclo diurno del calor latente (H), y c) estimación de la concentración de CO_2 atmosférico.

El entendimiento de los procesos que controlan de intercambio de agua y materia en el continuo suelo- planta-atmósfera en agrosistemas requiere de metodologías combinadas que reporten información a escalas espaciales de integración congruentes.

CONCLUSIONES

La integración de sensores en el Observatorio del Valle del Yaqui, abre la oportunidad para la exploración de preguntas relacionadas con el uso eficiente del agua, fenología y respuesta a estrés, interacciones suelo-planta-atmósfera, emisión de partículas contaminantes a la atmósfera, entre otras. La información generada incide en la conciencia de agricultores y tomadores de decisiones en el Valle del Yaqui en Sonora, México.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al financiamiento de: CONAHCYT CB2016-286494-T Ciencia-Básica, FAO- IAEA CRP D12014, ITSON-PROFAPI. Se agradece al apoyo logístico de Patronato para la Investigación y Experimentación Agrícola del Estado de Sonora A.C., y al Instituto Tecnológico del Valle del Yaqui.

BIBLIOGRAFÍA

Beamesderfer, E. R., Buechner, C., Faiola, C., Helbig, M., Sanchez-Mejia, Z. M., Yáñez-Serrano, A. M., Zhang, Y., & Richardson, A. D. (2022). Advancing Cross-Disciplinary Understanding of Land-Atmosphere Interactions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *127*(2).

Desilets, D., Zreda, M., & Ferré, T. P. A. (2010). Nature's neutron probe: Land surface hydrology at an elusive scale with cosmic rays. *Water Resources Research*, *46*(11), 1–7.

Franz, T. E., Wahbi, A., Vreugdenhil, M., Weltin, G., Heng, L., Oismueller, M., Strauss, P., Dercon, G., & Desilets, D. (2016). Using cosmic-ray neutron probes to monitor landscape scale soil water content in mixed land use agricultural systems. *Applied and Environmental Soil Science*, *2016*.

Gaxiola-Ortiz, F. (2021). Use of a cosmic-ray neutron sensor to estimate soil moisture in a flood irrigated semiarid farmland. *International symposium on Managing Land and Water for Climate-Smart Agriculture,*

Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *114*(44), 11645

Helbig, M., Gerken, T., Beamesderfer, E., Baldocchi, D. D., Banerjee, T., Biraud, S. C., Brunsell, N. A., Burns, S. P., Butterworth, B., Chan, W. S., Desai, A. R., Fuentes, J. D., Hollinger, D. Y., Kljun, N., Mauder, M., Novick, K. A., Perkins, J. M., Rey-Sanchez, C., Scott, R. L., … Richardson, A. D. (2020). *Understanding land-atmosphere interactions through tower-based flux and continuous atmospheric boundary layer measurements*.

Saynes, V., Etchevers, J. D., Paz, F., & Alvarado, L. O. (2016). Emisiones de gases de efecto invernadero en sistemas agrícolas de México. *Terra Latinoamericana*, *34*(1), 83–96.

Tarin-Terrazas, T., Alvarado-Barrientos, & Yépez, E. A. (2022). MexFlux : SINERGIAS PARA DISEÑAR , EVALUAR E INFORMAR SOLUCIONES CLIMÁTICAS NATURALES. *Elementos para Políticas Públicas*, 99–118.

PARÁMETROS DE HUMEDAD E HDRÁULICOS DEL SUELO EN EL AGROSISTEMA CACAO

Moisés Alonso Báez*; Pablo Amin Ruiz Cruz; Guillermo López Guillén; Alba L. Solís Pérez

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Rosario Izapa, Carretera Tapachula-Cacahoatán Km. 18, Tuxtla Chico, Chiapas. C.P. 04010.
*alonso.moises@inifap.gob.mx

RESUMEN

La dinámica del agua en el agrosistema cacao es variable en función de la heterogeneidad del suelo. La precipitación en el trópico donde crece el cacao suele aceptarse como un fenómeno regular y menos aleatorio que en el resto de los agrosistemas. Sobre esta base, el objetivo de esta investigación fue analizar el estado del agua en el suelo mediante los parámetros de humedad e hidráulicos al interior del agrosistema cacao en Chiapas. En parcelas representativas a través de sus zonas productora de cacao, se extrajeron sistemáticamente 71 muestras de suelo a 30 cm de profundidad. A dichas muestras se les determinaron sus características físicas y químicas, con mayor énfasis en su textura. A partir de ésta, mediante el software SPAW V. 6.02.75, se estimaron los parámetros de humedad e hidráulicos del suelo: capacidad de campo (CC) y punto de marchitamiento permanente (PMP) que teóricamente definen la humedad aprovechable (HA) para las plantas; pero, desde el punto de vista de la relación presión-volumen, h(θ), condición energética del agua en el suelo; dicha relación, h(θ), corresponde a un amplio rango de valores, cuyas constantes CC y PMP, sólo son una fracción en este rango de presión-volumen del agua en el suelo en este agrosistema; donde, antes del valor de CC la planta realiza un esfuerzo mínimo para extraer el agua del suelo; pero, después del PMP, la planta realiza un gasto superior de energía para extraer agua del suelo y satisfacer sus requerimientos hídricos estacionales durante el año.

PALABRAS CLAVE: *Capacidad de campo; Punto de marchitamiento permanente; Chiapas*

INTRODUCCIÓN

Bajo el supuesto de que la vida nace en el agua, entonces, ésta permanecerá hasta el infinito de su existencia. En relación con este argumento, se intentó comprender su comportamiento en el agrosistema cacao (*Theobroma cacao* L.), toda vez que dicho sistema existe de acuerdo con su condición natural inmerso en la región tropical donde el principal motor que lo genera y da cabida al citado agrosistema es el agua (Cheesman, 1944; Simmonds, 1998; Carr y Lockwood, 2017). En este sentido, es un axioma que, la falta de agua en el suelo limita el crecimiento de las plantas, por tal motivo dicho ente natural es probablemente más importante para evaluar el uso del suelo. El trópico en términos generales lo distinguen altas precipitaciones, altas temperaturas y alta humedad relativa (Sánchez, 2019). Con respecto a la lluvia, ésta presenta alta variabilidad, y, por ende,

dicho comportamiento espacial permite interpretar la condición del paisaje a fin de determinar su idoneidad para el agrosistema cacao; ya que en la generalidad de las regiones del mundo en este sistema muestra mayor o menor variabilidad para que el cultivo de cacao crezca y expresa su potencial de rendimiento, y cuyo objetivo conlleve a su producción sustentable (Hartemink, 2006). En este agrosistema, es importante señalar algunos antecedentes en relación con la condición física del agua en el suelo, ya que hablar sólo de su contenido en el suelo, en la generalidad de los casos sólo se concibe como "suelo húmedo o suelo seco", y, entre este rango de humedad se ubica la humedad aprovechable (HA), generalmente definida por la capacidad de campo (CC), también llamada agua 100% útil, y el punto de marchitamiento permanente (PMP) el cual indica 0% de agua útil para la planta, toda vez que cuando el contenido de agua en el suelo está bajo esta segunda condición, el agua está fuertemente retenida al suelo y la planta tiene que hacer un esfuerzo superior para extraerla del sistema suelo (Briggs y Shantz, 1912; Buckingham, 1907; Briggs y Mclane, 1907). El agua del suelo en este agrosistema como en cualquier otro, no únicamente es importante hablar de su contenido en el suelo; ya que en el continuo agua-suelo, el agua está sometida a un campo de fuerzas que la retienen; entre estas, su propiedad física de adherirse a la matriz del suelo, y de este modo, el agua se adsorbe y absorbe por fuerzas que disminuyen su energía potencial al libre movimiento dentro del sistema suelo. Si el agua estuviera libre; por ejemplo, un vaso de agua, la misma puede tomarse sin ejercer ningún gasto de energía; pero, el agua del suelo sólo puede ser extraída de este si se usa energía para su extracción. A partir de este breve ejemplo es fácil concebir el concepto de "energía potencial del agua en el suelo", lo cual expresa cuánta energía se requiere o se debe gastar para sacar o extraer el agua de la matriz del suelo por las plantas (Narro, 1994; Hillel, 1998; Luo et al., 2022). En relación con lo anterior, el objetivo de esta investigación fue analizar el estado del agua en el suelo mediante los parámetros de humedad e hidráulicos al interior del agrosistema cacao en Chiapas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El monitoreo de muestras de suelo para este objetivo comprendió la región productora de cacao del Estado de Chiapas; primero se ubicaron los sitios de observación en el agrosistema de cacao a través de parcelas representativas en producción, cuya superficie fue de 1.0 ha. En lo sucesivo se extrajeron de manera aleatoria 71 muestras dentro de las parcelas seleccionadas. En el lugar de donde se extrajo cada muestra, se utilizó una pala recta de 30 cm de largo por 15 cm de ancho; con ésta se abrió una cepa de 30 cm x 30 cm x 30 cm de profundidad, y se colectó cada muestra de arriba hacia abajo, cuya pared quedó frente al sol; cada muestra fue envasada en bolsas de plástico de 30 cm x 40 cm (Thong y Ng, 1978; de Oliveira y Valle, 1990; Wood y Lass, 2008). Asimismo, cada muestra fue identificada por orden numérico, localidad, entidad y georreferenciación (Njukeng y Baligar, 2016). Posteriormente se llevaron a un lugar específico para su secado, donde fueron puestas sobre láminas de plástico y se secaron a la sombra por ocho días (Okoffo et al., 2016). Cuando las muestras estuvieron secas, éstas se tamizaron con

la malla de 2 mm y después se pesaron 800 g de cada muestra previamente identificada (Rosetta e Ifenkwe, 2012); así, las muestras se ordenaron en paquetes y se enviaron al laboratorio. En relación con el objetivo de la investigación, en el laboratorio a cada muestra se le determinaron sus características físicas, principalmente su textura; donde ésta fue determinada por el método de Bouyoucus. A partir de esta característica se estimaron los parámetros de humedad e hidráulicos del suelo mediante el software SPAW V. 6.02.75; con el cual se estimaron la densidad aparente del suelo (Da), así como los contenidos volumétricos de humedad a capacidad de campo (θ_{CC}), punto de marchitamiento permanente (θ_{PMP}), a saturación(θs) y los parámetros de la curva característica de retención de humedad, $h(\theta)$, en función de cada tipo de textura del suelo del agrosistema cacao de referencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se determinaron siete tipos de suelo al interior del agrosistema cacao en Chiapas con base en su textura: 34% corresponden al tipo franco arcilloso (FA), seguido por el suelo tipo franco, F, (27%), suelo arcilloso, A, (22%); y así sucesivamente hasta el suelo arcillo-limoso (1%). La importancia de cada tipo de suelo enmarcados en esta clasificación física del suelo, conlleva a conocer con base en este criterio la magnitud de su capacidad para retener o almacenar mayor o menor cantidad de agua en el perfil radical del cultivo (Richards, 1931; Richards y Weaver, 1944; Phillips y De Vries, 1957; Hamblin 1985). Lo anterior, porque toda la producción de cacao en Chiapas como en todo el mundo productor de cacao, dicha producción está sustentada en la aleatoriedad del temporal, mismo que en esta Entidad oscila de bueno a muy buen temporal. En relación con la capacidad de retener o almacenar mayor o menor cantidad de agua en el suelo con base en su textura; esta capacidad es descrita por la relación llamada "curva característica de retención del agua en el suelo", y para cada tipo específico de suelo, existe una relación entre el contenido de agua del suelo con el potencial mátrico, $h(\theta)$. El conocimiento de esta relación es fundamental para comprender procesos tales como, almacenamiento del agua en el suelo, flujo del agua a través del suelo y la absorción del agua por la planta; ya qué en todo el rango de humedad existente en el suelo de acuerdo con esta relación, agua-tensión o fuerza de retención del agua en el suelo, los términos prácticos con fines de riego antes mencionados de CC y PMP; son solo una fracción del contenido de agua en el suelo. En este contexto, toda vez que el tipo de suelo por su textura en este agrosistema es del tipo franco arcilloso, en el Cuadro 1 se puede observar que en este tipo de suelo, su rango de humedad varía desde un contenido volumétrico de humedad residual (θ_o= 0.0915 cm^3cm^{-3}) contra una fuerza de retención del agua de 64,120,958 centímetros de columna de agua, hasta un contenido volumétrico de humedad a saturación del suelo (θ_s= 0.5034 cm^3cm^{-3}) contra una fuerza de retención del agua en el suelo de cero (0) centímetros de columna de agua. En este rango de humedad, el valor del PMP es sólo una fracción de la humedad en este rango, y, aun cuando el suelo se secara más, éste aún conserva una fracción de agua como humedad residual, donde sólo la raíz principal del cacao es capaz de absorber agua con un gasto superior de energía para extraerla del suelo.

Cuadro 1. Resumen de los rangos de potencial del agua en el suelo contra el contenido volumétrico de humedad en el agrosistema cacao en Chiapas, h(θ), [h vs θ].

Tipo de suelo	Potencial de presión del agua en el suelo, h(θ): [h vs θ]				
Franco arcilloso	(h; cm)	0.0	300	15,000	64,120,958
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5034	0.4178	0.1389	0.0915
Franco	(h; cm)	0.0	300	15,000	31,622,776
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5420	0.4560	0.1210	0.0792
Arcilloso	(h; cm)	0.0	300	15,000	12,589,254,118
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5500	0.4300	0.1850	0.1076
Franco arcillo arenoso	(h; cm)	0.0	300	15,000	28,840,315
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.515	0.4131	0.1250	0.0879
Franco limoso	(h; cm)	0.0	300	15,000	105,438,690
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5384	0.4309	0.1470	0.0994
Franco arcillo limoso	(h; cm)	0.0	300	15,000	64,565,423
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5160	0.4068	0.1300	0.089
Arcillo limoso	(h; cm)	0.0	300	15,000	194,984,460
	(θ; cm^3cm^{-3})	θ_s	θ_{CC}	θ_{PMP}	θ_o
		0.5320	0.4338	0.1500	0.0992

En el otro extremo, antes del valor de CC, hacia el contenido de agua de un suelo saturado, la extracción de agua por el árbol de cacao es con el mínimo gasto de energía. En el marco general de la relación presión-volumen del agua en el suelo en el agrosistema cacao, en el Cuadro 1 se presenta un resumen de la fuerza de presión (h; cm) sobre el contenido volumétrico de humedad (θ; cm^3 cm^{-3}) de cada uno de los siete tipos texturales del suelo donde crece el cacao en Chiapas.

En el Cuadro 1 se infiere que, aun cuando en el agrosistema cacao el contenido de humedad en el suelo alcanzara el valor de PMP durante los meses sin lluvia (diciembre-abril), el contenido de humedad en el suelo no se agota totalmente y es por esta razón que el cultivo de cacao con raíz pivotante profunda continúa explorando la humedad residual presente en el suelo hasta que inicien las siguientes lluvias; lo anterior aunado a la naturaleza del ambiente tropical donde el volumen superior de la masa vegetal genera un microclima, lo cual permite amortiguar las deficiencias hídricas de los agrosistemas como el cacao, e impiden que dichas condiciones de sequía alcancen un estrés hídrico absoluto.

CONCLUSIÓN

Con base en los resultados, lo señalado hasta ahora, evidencia lo que ocurre en el ambiente tropical, y no únicamente en el agrosistema cacao, sino en todos los sistemas de producción similares que crecen naturalmente a expensas de la aleatoriedad del temporal regular; pero, debido al fenómeno de cambio climático, el paisaje tropical también ha sido impactado por alteraciones en los ciclos regulares de la lluvia, donde la acción del hombre tendrá que proceder de manera urgente, y proponer estrategias que reduzcan la celeridad de este fenómeno.

BIBLIOGRAFÍA

Bayat, B., Verhoef, W., Van der Tol, C. (2016). Monitoring Soil Moisture Deficit Effects on Vegetation Parameters Using Radiative Transfer Models Inversion and Hyerspectral Measurements Under Controlled Conditions. Research Gate.

Barria, H; Martinez, I. (2021). La tensión del agua en el suelo y su importancia para el riego. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA Remehue. Informativo No. 270. Chile.

Briggs, L. J. (1897). *The mechanics of soil moisture (Bull. 10)*. USDA Bureau of Soils.

Briggs, L. J. (1950). Limiting negative pressure of water. *Journal of Applied Physics*, *21*(7), 721–722. https://doi.org/10.1063/1.1699741

Briggs, L. J., McLane, J. W. (1907). *The moisture equivalents of soils (Bull. 45)*. USDA Bureau of Soils.

Briggs, L. J., & Shantz, H. L. (1912). The wilting coefficient and its indirect determination. *Botanical Gazette*, *53*(1), 20–37. https://doi. org/10.1086/330708

Buckingham, E. (1907). *Studies on the movement of soil moisture (Bull. 38)*. USDA Bureau of Soils.

Corey, A. T., Kemper, W. D. (1961a). Concept of total potential in water and its limitations. *Soil Science*, *91*(5), 299–302.

Croney, D., Coleman, J. D., & Bridge, P. M. (1952). *The suction of moisture held in soil and other porous materials* (Road Research Technical Paper 24). H. M. Stationary Office.

Hamblin, A.P. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth

Hensen, E. J. M., & Smit, B. (2002). Why clays swell. *The Journal of Physical Chemistry B*, *106*(49), 12664–12667. https://doi.org/10. 1021/jp0264883 (potencial matrico)

Hillel, D. (1998). *Environmental soil physics*. Academic Press.

Iwata, S., Tabuchi, T.,&Warkentin, B. P. (1995). *Soil-water interactions: Mechanisms and applications* (2nd ed.). Marcel Dekker.

Narro Farías, E. (1994). *Física de suelos con enfoque agrícola*. México: Trillas: UAAAN. 195 pp. ISBN 968-24-4672-4.

Philips, J. R., & De Vries, D. A. (1957). Moisture movement in porous materials under temperature gradients. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, *38*(2), 222–232. https://doi.org/10.1029/TR038i002p00222

PROCESOS DE COLONIZACIÓN DE ROCA BASÁLTICA POR COSTRA SAXÍCOLA EN LA FORMACIÓN DE UN SUELO

María Fernanda Martínez-Báez-Téllez[1]; María del Pilar Ortega-Larrocea[2*]; Marie Noëlle Guilbaud[3]; Benjamín Van Wyk de Vries[4]

[1]Posgrado en Ciencias Biológicas-Instituto de Geología, Circuito de la Investigación Científica, s. n. 04510, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, México; [2]Instituto de Geología, Circuito de la Investigación Científica, s. n. 04510, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, México. mpol@geologia.unam.mx; [3]Instituto de Geofísica, Circuito de la Investigación Científica, s. n. 04510, Col. Universidad Nacional Autónoma de México, Coyoacán, Ciudad de México, México; [4]Université Clermont Auvergne, Campus Universitaire des Cézeaux, 6 Avenue Blaise Pascal, TSA 60026 - CS 60026, 63178 AUBIERE Cedex, France.

RESUMEN

En el campo de lava basáltica del volcán Xitle en México (1670 ± 35 aap) están establecidos bosques de pino-encino en el cráter a 3100 msnm hasta matorral xérico en la zona baja a 2200 msnm. El proceso de pedogenésis es lento debido al material parental y clima por lo que una parte de las lavas sólo está colonizada por comunidades saxícolas que contribuyen al biointemperismo del basalto en microambientes contrastantes, a diferente altitud, vegetación circundante y propiedades petrográficas del sustrato. En cada sitio se analizó la estructura de la comunidad y se caracterizaron los rasgos de biointemperismo en láminas delgadas en microscopía óptica y electrónica de barrido. Se documentaron 14 grupos morfológicos donde las morfoespecies y su cobertura varía entre los sitios y de acuerdo con los atributos de la roca. Se encontraron evidencias de biointemperismo físico atribuibles a la acción de líquenes y musgos. Se destaca la gran microbiodiversidad de las lavas jóvenes que tiene implicaciones para documentar los procesos de pedogénesis en el intemperismo de este material parental.

PALABRAS CLAVE: *Basalto andesítico; Biointemperismo; Costra biológica; Biopelícula; Volcán monogenético, Xitle.*

INTRODUCCIÓN

Las costras saxícolas son consorcios de organismos criptógamos que habitan superficies rocosas, presentes en las primeras etapas de sucesión ecológica, capturan carbono y nitrógeno atmosférico (Ebert *et al.,* 2012) y forman suelo ya que atrapan semillas, anidan microfauna, regulan procesos hidrológicos como infiltración y escorrentía (Büdel, 2002; Belnap, 2006). Existen distintos tipos de costras de acuerdo a los organismos que las integran, destacan los tapetes microbianos y los SAB (Subaerial biofilms) (Belnap, 2001; Gorbushina, 2008). Debido a la forma en que se incrustan en la superficie rocosa y a los procesos metabólicos de los organismos que las componen, alteran física y químicamente el material sobre el que se desarrollan. A pesar de su importancia, son comunidades muy poco estudiadas en relación al bio-intemperismo del material parental como proceso inicial de la pedogenésis. El derrame lávico del volcán Xitle sostiene ecosistemas ideales para estudiar estos procesos dado que la comunidad saxícola que ahí se desarrolla es muy diversa (Martínez-Báez, 2020) y el basalto como material parental tiene propiedades distintas debido a la diversidad de enfriamientos y microambientes que se encuentran en toda su extensión.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El Xitle es un volcán monogenético en las faldas del Ajusco en la Ciudad de México con una altura de 3100 msnm y un gradiente altitudinal con dos zonas climáticas; en las zonas más altas Cf, se dan bosques de pino-encino, entre otros y en la zona baja aprox. mil metros abajo, el clima Cx desarrolla matorral xerófilo (Carrillo-Trueba, 1995). Las lavas son basalto de olivino con cristales tubulares de plagioclasa, augita y apatita (De la Vega, 1994) cuya solidificación es de tipo pahoehoe con formas irregulares como túmulos, grietas, planos, etc. de textura superficial lisa, trenzada o acordonada. Las variaciones en el relieve topográfico del derrame propician suelos en el cono a partir de cenizas volcánicas no consolidadas Regosol téfrico y Leptosol hiper esquelético en las grietas de la zona baja del derrame (Guilbaud *et al*., 2021). En función del clima, vegetación y propiedades del material parental, se seleccionaron cinco puntos de muestreo (Fig. 1).

Caracterización de las costras *in situ*. Se documentaron por cuadrantes los grupos morfológicos y su cobertura (Martínez-Báez, 2020). Para el análisis de las comunidades se usó el índice Shannon-Weiner para diversidad alfa y Jaccard para similitud (Moreno, 2001). Los rasgos de colonización y biointemperismo se analizaron en láminas delgadas que se hicieron en zonas donde hubiera la mayor cantidad de grupos biológicos. Se observaron en microscopía óptica con luz polarizada, Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) y microscopía de epifluorescencia. biofilms.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Composición de la costra. Se documentaron 14 grupos morfológicos integrando las costras saxícolas (Fig. 2) que variaron en diversidad biológica y similitud según el sitio de estudio (Cuadro 1). Los líquenes costrosos fueron el grupo de mayor abundancia y en todos los sitios excepto en los tubos de lava, la comunidad está formada por 5 grupos principales, siendo la que crece en la escoria de cráter la más rica. Las comunidades en los enfriamientos de tumuli en falda y en geoforma plateaux en zona xérica fueron las más parecidas. El índice de Jaccard no se incluyó en el caso de los tubos de lava, ya que los grupos biológicos presentes no son compartidos por ningún otro microambiente (Figura 3A-C).

Rasgos de colonización y biointemperismo. Los principales rasgos de biointemperismo se documentan en la Figura 3D-I. A pesar de que la matriz basáltica tiene la misma composición química, la diferenciación en su proceso de enfriamiento, cambia algunas propiedades de la roca como la porosidad y abundancia de plagioclasas en la matriz vítrea. La escoria del cráter tiene mayor oxidación y mayor contenido vesicular siendo más porosa con poca abundancia de plagioclasas en cristales pequeños. La matriz en la roca de un tumuli en las faldas del volcán, tiene una matriz vítrea con plagioclasas más grandes que las de la pómez, pero fueron más abundantes y grandes en las lavas plateaux de la parte xérica.

Cuadro 1. Estructura de las comunidades en distintos ecotonos y lavas del derrame del volcán Xitle.

	B. Pastizal en cráter	C. Tubo lava en falda	D. Tumuli en bosque pino	E. Cordadas plateaux en matorral	F. Pared de grieta tumuli en matorral
Valor en el ecotono:	2.1	1.2	1.9	2.1	1.7
Valor de Similitud (%): B-D 31	B-E 26	B-F 21	D-E 43	D-F 28	E-F 29

Figura 1. A. Sitios de estudio de costras saxícolas (estrellas) en el derrame lávico del volcán Xitle, CDMX. B) Sitio B dentro del cráter con pastizal y pómez de escoria. En el recuadro inferior izquierdo el aspecto de la costra y en el derecho la geoforma. C) Tubo de lava, en el interior sin luz ni vegetación. D) Tumuli en faldas en bosque abierto de pino-arbutus. E) Lavas cordadas en plateaux. F) Corte vertical natural de pared de grieta de tumuli.

Figura 2. Estructura de la comunidad de costra saxícola a lo largo de distintos enfriamientos y ecotonos en el derrame lávico del volcán Xitle.

El biointemperismo físico de superficie por penetración de rizinas (Favero-Longo *et al.,* 2015) comúnmente observado en las lavas basálticas por musgos (Giordano *et al.,* 2012) y líquenes (Vingiani *et al.* 20013). Los biofilms bacterianos en el tubo de lava, tienen un aspecto similar a los descritos en otras cuevas volcánicas (Hathaway *et al.,* 2014); éstos podrían estar favoreciendo la precipitación mineral y la formación de espeleotemas (López-Martínez, 2008).

Considerando los factores formadores de suelo en donde las diferencias se dan en clima, material parental, microorganismos y relieve, es posible sugerir que los basaltos del cráter en forma de escoria y los del ecosistema xérico en las faldas, sean más susceptibles a intemperizarse más rápidamente para formar un inconspicuo horizonte mineral. Comparado con los suelos formados en las geoformas como grietas derivadas del aporte eólico (Leptosol hiperesqueletico) (Guilbaud *et al*., 2022), la resistencia al biointemperismo de los enfriamientos permite que se desarrollen comunidades complejas que en conjunto aumenten la tasa de biointemperismo del material parental (Souza-Egipsy *et al*., 2002).

Figura 3. Rasgos de biointemperismo por costra saxícola en rocas basálticas del derrame lávico del Xitle. A) Imagen *in situ* de los biofilms bacterianos blanco y amarillo (flechas verdes) dentro de tubo de lava. B) Colonización superficial (flecha verde) y endolítica (flecha roja) en microscopía de fluorescencia del biofilm en ambiente xérico y lavas plateaux. C) Colonización dentro de las vesículas de la roca en un corte de lámina delgada en microscopía de fluorescencia (en azul y rojo fluorecen pigmentos fotosintéticos, flechas verdes). D) Corte de lámina delgada con el musgo *Campylopus pilifer* en una cavidad de escoria de cráter (flechas verdes) sobre partículas de aporte eólico (flecha roja) y vesículas (flecha blanca) en la matriz oxidada de la roca. E) Corte de liquen con crecimiento costroso en roca de un tumuli (flecha verde), con fracturas bajo talo y relleno de vesículas por materia orgánica (flecha roja), cristales de plagioclasas en matriz vítrea (flechas negras) y vesículas (flecha blanca). F) Liquen costroso género *Caloplaca* (flecha verde) en roca de lava plateaux, con penetración de hifas y partículas sueltas bajo talo (flechas rojas); abundantes cristales de plagioclasas (flecha negra) y vesículas irregulares (flecha blanca). G) Microfracturas (flecha roja) en la roca de tumuli inmediatamente bajo el talo de liquen (flecha verde). H) Colonización endolítica (flecha roja) por liquen costroso (flecha verde). I) Penetración de hifas de liquen costroso (flecha verde) en las vesículas al interior de la roca de tumuli (flecha roja).

CONCLUSIONES

El grupo biológico que predominó fueron los líquenes, ampliamente descritos en procesos de sucesión ecológica primaria y formación de suelo. Los organismos ejercieron distintos mecanismos de alteración física y química, siendo las más evidentes las microfracturas. Los rasgos de intemperismo mineral aún no son evidentes, aunque se requiere el uso de microsonda para interpretarlo. La diversidad de las costras saxícolas asentadas en los distintos microambientes del derrame del Xitle no había sido descrita.

La documentación de los biofilms en cuevas es también un aporte novedoso a las formas de vida que pueden desarrollarse en ambientes volcánicos.

AGRADECIMIENTOS

A M. Ramirez, Unidad de Microscopía, Facultad de Medicina, UNAM; Emmie Voyer imágenes SEM del Laboratorio de Magmas y Volcanes, Universidad Clermont-Auvergne, Francia, Laboratorio de Microscopía Faberget del Instituto de Geología, UNAM; A. Dolores de Ajusco Xplor y N. Tunal por trabajo de campo. Este trabajo fue financiado por PAPIIT-DGAPA, UNAM IT-201422l, SEP-CONACYT-ANUIES-ECOS 321154.

BIBLIOGRAFÍA

Belnap, J. (2006). The potential roles of biological soil crusts in dryland hydrologic cycles. *Hydrological Processes* 20: 3159-3178.

Belnap J, Kaltenecker J.H., Rosentreter R., Williams J., Leonard S. y Eldridge D. (2001). Biological soil crusts: Ecology and management. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management, National Science and Technology Center. Denver, Colorado.

Büdel, B. (2002). Diversity and Ecology of Biological Crusts. Progress in Botany. Springer. pp. 386-404.

Carrillo-Trueba, C. (1995) El pedregal de San Ángel. UNAM, México. 177 Pp.

De la Vega, E., (1994). Las lavas del Pedregal. *Ecología, historia natural y manejo*. 123-128 pp.

Ebert, W., Weber, B., Burrows, S., Steinkamp, J., Büdel, B., Meinrat, O. y Ulrich, P. (2012). Contribution of cryptogamic covers to the global cycles of carbon and nitrogen. N*ature Geoscience* 5, 459-462.

Favero-Longo, S.E., Accattino E., Matteucci, E., Borghi, A., Piervittori, R. (2015). Weakening of gneiss surfaces colonized by endolithic lichens in the temperate climate área of northwest Italy. Earth Surface Process and Land 40:2000-2012.

Guilbaud, M.N., Ortega-Larrocea,M.P., Cram, S., Van Wyk de Vries, B. (2021). Xitle Volcano Geoheritage, Mexico City: Raising awareness of natural hazards and environmental sustainability in active volcanic áreas. *Geoheritage.* 13:6. doi.org/10.1007/s12371-020-00525-9

Giordano, S., Vingiani, S., & Adamo, P. (2012). Bioweathering of a basalt from Etna (Sicily) by the moss Grimmia pulvinata (Hedw.) Sm. *Geophysical Research Abstracts. 14*, 3324-3343. EGU2012-3324-1

Gorbushina, A. A. (2007). Life on the rocks. *Environmental Microbiology. 9*(7), 1613-1631. https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01301.x

Hathaway, J. J., Garcia, M. G., Balasch, M.M. Spilde, M.N., Stone, F.D., Dapkevicius, M.L., Amorim, I.R., Gabriel, R., Borges, P.A.V., & Northup, D.E. (2014). Comparison of bacterial diversity in azorean and hawaiian lava cave microbial mats. *Geomicrobiology Journal. 31*(3), 205-220. doi: 10.1080/01490451.2013.777491.

López-Martínez, R., Barragán, R., Beraldi-Campesi, H., Lanczos, T., Vidal-Romani, J., Aubrecht, R., Bernal-Uruchurtu, J.P., Pi Puig, T., Espinasa-Pereña, R. (2016). Morphological and mineralogical characterization of speleothems from the Chimalacatepec lava tuve system, Central Mexico. *International Journal of Speleology*. 45(2):111-122.

Martínez-Báez, T. M. F., (2020). Caracterización de la costra saxícola presente en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel, Ciudad Universitaria, UNAM. [tesis de maestría, UNAM].

Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. CYTED, ORCYT y S.E.A. (eds). Primera Edición. 83 pp.

Souza-Egipsy, V., Wierzchos, J., García-Ramos, J.V., Ascaso, C. (2002). Chemical and ultrastructural features of the lichen-volcanic/sedimentary rock interface n a semiarid region (Almeria, Spain). *The lichenist. 34* (2), 155-167. doi:10.1006/lich.2001.0371

Vingiani, S., Terribile, F., & Adamo, P. (2013). Weathering and particle entrapment at the rock-lichen interface in Italian volcanic Environments. *Geoderma, 207-208*, 244-255. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.015

PROPUESTA DE ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA DIAGNÓSTICO DE CORROSIVIDAD DE SUELOS

Joanna Nava Delgado[1*]; Martha Patricia González Araoz[2]; Gabriela Vidal García[2]

[1]Facultad de Ingeniería Química, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, Av. San Claudio S/N, esquina con Av. San Manuel C.P 72570, Puebla, Puebla, México, *navajoanna243@gmail.com; [2]Facultad de Ingeniería, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Ciudad Universitaria, Blvd. Valsequillo y Av. San Claudio S/N Col. San Manuel, C.P. 72570, Puebla, Puebla, México

RESUMEN

En este trabajo se valoró estadísticamente el procedimiento de asignación del índice de corrosividad de un suelo a partir de propiedades físicas (resistividad) y fisicoquímicas (potencial redox, pH, cloruros, sulfatos y sulfuros). Para la valoración se utilizó una base de datos de 38 muestras de suelo caracterizadas en los 6 parámetros, con lo cual se asigna un índice de corrosividad (I). Adicionalmente, se analizó la conductividad eléctrica (CE), fosfatos, nitratos y nitritos. El análisis estadístico se llevó a cabo mediante una correlación de Pearson encontrando una correlación positiva de moderada a muy fuerte en los pares pH-S^{2-}, pH-NO_2^-, CE-Cl^-, CE-SO_4^{2-}, Cl^--SO_4^{2-}, S^{2-}-NO_2^-. También se identificó la existencia de una correlación moderada negativa en los pares potencial redox-resistividad, I-CE e I-Cl^-. También se usaron superficies de respuesta para los pares de correlación moderada a muy fuerte, lo cual permitió afirmar que en la formulación del índice de corrosividad debe considerarse la conductividad eléctrica.

PALABRAS CLAVE: *Suelo; Resistividad; Regresión multifactorial; Índice de corrosión.*

INTRODUCCIÓN

Se le denomina corrosión al ataque destructivo que sufre un material, generalmente metálico, por reacción química o electroquímica con el medio ambiente (atmosfera, suelo, fluido) (De León Hijes *et al*., 2004). En trabajos de campo donde se tiene que determinar la probabilidad de que el suelo ejerza corrosividad sobre las tuberías, refieren el cálculo de un índice de corrosividad a partir de mediciones de resistividad de suelo, potencial redox, pH, cloruros, sulfatos y sulfuros, formato propuesto por el Instituto Latinoamericano de la Comunicación Educativa (ILCE, 1995), para cada uno de los 6 parámetros se hace una ponderación en el rango de posibles valores, lo cual permite asignarle un valor numérico que representa su aportación al índice de corrosividad. Asimismo, los autores Gómez & Lana (2008) enfatizaron en considerar que la corrosión de un suelo es consecuencia de la interacción de propiedades como: naturaleza y tamaño de partículas, contenido de humedad, contenido de sales solubles, aireación, acidez y alcalinidad totales, materia orgánica y presencia de bacterias anaerobias. Incluyendo valores de conductividad eléctrica se contemplaría la presencia de sales solubles, las aportaciones a la acidez pueden asociarse a los nitratos, nitritos y fosfatos, los cuales no están incluidos en el instrumento de ILCE (1995). Asimismo, la presencia de bacterias

anaerobias facilita la conversión de nitrógeno amoniacal a amoniaco, nitritos y nitratos, así como la conversión de sulfatos a sulfuros. Por lo anterior, en este trabajo se llevó a cabo la valoración de 38 muestras de suelo con la finalidad de determinar la dependencia de la agresividad en función de parámetros físicos y químicos; el Cuadro 1 es la base para establecer el índice de agresividad o corrosividad.

El análisis estadístico realizado en esta investigación se basó en emplear el coeficiente de correlación de Pearson que, mide el grado de covariación entre distintas variables relacionadas linealmente, su valor absoluto oscila entre $0 \leq r_{xy} \leq 1$; es decir puede existir correlación positiva (ascendente) y correlación negativa (descendente).

Adicionalmente, se consideró que las superficies de respuesta (Minitab) permitieron valorar la respuesta de un parámetro (z=respuesta) en función de otras dos (x, y=variables), con lo cual para un universo de variables fue posible obtener información de la dependencia de una variable con respecto a otras 2, lo cual permitió establecer una aproximación para ponderar la influencia de pares de variables.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se estudiaron 38 muestras de suelo procedentes de Salina Cruz, Oaxaca, estas se recolectar a una profundidad de 20 cm, luego se utilizaron para preparar una solución analítica y en ella se midió el pH, y la CE con un conductímetro marca *Conductronic*. Los parámetros de Sulfatos (SO_4^{2-}), Sulfuros (S^{2-}), fosfatos (PO_4^{3-}), Nitratos (NO_3^-), Nitritos (NO_2^-) fueron determinados utilizando reactivos HACH y el espectrofotómetro visible HACH DR-2500, los Cl^- se determinaron por gravimetría, el potencial redox se registró con una celda de 2 electrodos (Ag/AgCl y Pt) y un multímetro, mientras que la resistividad del suelo se determinó a una humectación de 17% con un sistema tipo Wenner de cuatro electrodos, se utilizan en este caso alambres de cobre y dos multímetros, registrando el potencial conectando 2 electrodos en paralelo con el multímetro; y la corriente se registra conectando 2 electrodos en serie con una batería de 9 volts y un multímetro.

Para el análisis estadístico de la correlación de Pearson y la construcción de los gráficos de superficie de respuesta se utilizó el software Minitab v. 17.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el análisis de 38 muestras de suelo se decidió analizar los 6 parámetros recomendados por ILCE (1995) (ver Cuadro 1) y se sumó la medición de conductividad eléctrica (CE, mS cm^{-1}), así como los PO_4^{3-}, NO_3^- y NO_2^-, es decir se trabajó con un total de 10 parámetros. Utilizando el software Minitab V.17 se utilizó la correlación de Pearson y se obtuvieron las correlaciones 1:1 entre los parámetros, los resultados oscilaron en el rango de -1.0 a +1.0, con lo cual se pueden definir las interacciones como positivas y negativas, y de acuerdo con su rango de valores catalogar las interacciones como: muy débiles (0-0.19), débiles (0.2-0.39), moderadas (0.4-0.59), fuertes (0.6-0.79) muy fuertes

(0.8-1.0). En el Cuadro 2 se presentan los valores de correlación de Pearson, resaltando en rojo la correlación positiva y en azul la correlación negativa.

Cuadro 1. Ponderación de parámetros en la determinación de la agresividad de un suelo (ILCE, 1995).

Parámetro	Valor	Índice de corrosividad	Características del suelo tomando base la suma del índice de corrosividad:	
Resistividad, ρ (Ω-cm)	>12000	0		
	12000 - 5000	-1	No agresivo	0
	5000 - 2000	-2		
	<2000	-4	Débilmente agresivo	-1 a -8
Potencial REDOX, E_{redox} (mV vs enh)	>+400	2		
	400 - 200	0		
	200 - 0	-2	Medianamente agresivo	-8 a -10
	<0	-1		
pH	>5	0	Sumamente agresivo	<-10
	<5	-1		
Cloruros, Cl^- (mg kg^{-1})	<100	0		
	100 - 1000	-1		
	>1000	-4		
Sulfatos, SO_4^{2-} (mg kg^{-1})	<200	0		
	200 - 500	-1		
	>500	-2		
Sulfuros, S^{2-} (mg kg^{-1})	0	0		
	0 – 0-5	-2		
	>0.5	-4		

Cuadro 2. Valores de la correlación de Pearson para los parámetros considerados.

	pH	CE mS cm^{-1}	Cl^- mg kg^{-1}	SO_4^{2-} mg kg^{-1}	S^{2-} mg kg^{-1}	PO_4^{+3} mg kg^{-1}	NO_3^- mg kg^{-1}	NO_2^- mg kg^{-1}	Φredox mV	ρ ohm-cm
CE, mS cm^{-1}	-0.051									
Cl^-, mg kg^{-1}	-0.027	0.935								
SO_4^{2-}, mg kg^{-1}	-0.005	0.75	0.526							
S^{2-}, mg kg^{-1}	0.498	-0.052	0.068	-0.042						
PO_4^{3-}, mg kg^{-1}	-0.101	-0.033	-0.1	0.017	0.119					
NO_3^-, mg kg^{-1}	0.059	-0.019	-0.03	0.03	-0.09	-0.11				
NO_2^-, mg kg^{-1}	0.45	0.004	0.11	0.006	0.962	0.18	-0.14			
Φredox, mV	-0.016	0.014	-0	0.209	0.275	-0.17	0.142	0.18		
ρ, ohm-cm	0.121	-0.093	-0.11	-0.155	-0.15	-0.09	-0.02	-0.14	-0.449	
I, agresividad	-0.103	-0.426	-0.52	-0.253	-0.18	0.182	-0.06	-0.1	-0.414	0.128

Figura 1. Índice de corrosividad en función de cloruros (Cl^-) y sulfatos (SO_4^{2-}).

Tomando en cuenta las interacciones positivas y negativas señaladas en la Cuadro 2, se procedió a elaborar las superficies de respuesta, para establecer la influencia de pares en definir el índice de corrosividad. En la Figura 1 se muestra la superficie de respuesta para el índice de corrosividad (I) en función de las concentraciones de Cl^- y SO_4^{2-}.

En la Figura 2 se muestra la gráfica de superficie de respuesta para el par CE y Cl, mientras que en la Figura 3 se presenta la gráfica para el par CE y SO_4^{2-}.

Figura 2. Índice de corrosividad en función de conductividad eléctrica (CE) y cloruros (Cl^-).

Figura 3. Índice de corrosividad en función de conductividad eléctrica (CE) y sulfatos (SO_4^{2-}).

Como puede observarse en el Cuadro 2 hay 6 pares que correlacionan positivamente con valores mayores a +0.4, y 4 pares que correlacionan negativamente con valores menores que -0.4; asimismo, se observa que la correlación en la columna de los parámetros adicionales sean fosfatos, nitratos y nitritos provee valores de correlación positivos y negativos, pero que representan una correlación muy débil, por lo cual su aporte al índice de corrosividad puede ser descartado. No así el parámetro de CE, el cual exhibe una correlación muy fuerte con los cloruros y fuerte con los sulfatos por lo que se debe explorar la conveniencia de incluirlo en la formulación del índice de corrosividad.

A partir de la información en el Cuadro 2 se toma la decisión de los pares (x,y) a considerar para construir las superficies de respuesta (gráficos 3D) cuya coordenada espacial (z) corresponde al Índice de corrosividad, sin embargo, dado que la variable a predecir es el índice de corrosividad (I) se debe descartar la última línea, con lo cual quedan 7 pares posibles para correlacionar con el Índice de corrosividad.

En la Figura 1 se presenta el índice de corrosividad respecto al par Cl^--SO_4^{2-}, se muestra que la menor agresividad se registra a una baja/nula concentración de cloruros, y la máxima agresividad corresponde a condiciones donde ambos cationes exhiben alta concentración siendo $[SO_4^{2-}]$>800 mg-kg^{-1} y $[Cl^-]$>2000 mg-kg^{-1}. En este sentido, de acuerdo Jiménez & Lozano (2018), se ha identificado que la presencia de ambos aniones tiene un impacto negativo en la resistencia del concreto estructural.

En el mismo Cuadro 2 se tiene que en la columna de pH se observa que existe una correlación fuerte con sulfuros y nitritos, al generar los gráficos de las superficies de respuesta de I respecto a los pares pH-$[S^{2-}]$ y pH-$[NO_2^-]$ no evidencian valores extremos de índice de corrosividad, una respuesta similar se observa con el par $[NO_2^-]$-$[S^{2-}]$. En el caso del par de CE-$[Cl^-]$ existen valores máximos de I cuando coinciden las condiciones de CE>6 mS-cm, a la par de que $[Cl^-]$>2000 mg-kg^{-1}. Algo similar ocurre con el par CE-

[SO_4^{2-}] ya que los valores máximos de I se registran en la zona donde CE>6 mS-cm y [SO_4^{2-}]>800 mg-kg^{-1}.

CONCLUSIONES

En este trabajo se pudo identificar que los suelos presentan corrosividad, es decir son débil y moderadamente agresivos, asimismo fue posible obtener información adicional respecto a los parámetros involucrados en la determinación del índice de corrosividad de un suelo, por ejemplo, la estrecha relación de la CE con cloruros y sulfatos. Por otro lado, con el análisis estadístico de regresión de Pearson se pudo establecer la relación biparamétrica con respecto al índice de corrosividad calculado a partir de datos experimentales, igualmente, las superficies de respuesta permiten visualizar que aun cuando los fosfatos, nitratos, y nitritos se pueden considerar precursores de condiciones de acidez y por lo tanto de corrosividad, su papel en favorecer la corrosividad se puede despreciar ya que su superficie de respuesta no presenta máximos sensibles.

BIBLIOGRAFÍA

De León Hijes, F. C. G., & Lorente, D. J. A. (2004). Manual básico de corrosión para ingenieros. Editum.

Gómez, R., & Lana-Villarreal, T. (2008). Tema 9. Corrosión en suelos. Repositorio Institucional, Universidad de Alicante. http://hdl.handle.net/10045/8235

ILCE, (1995) Biblioteca digital sección de ciencias. VII. CORROSIÓN EN SUELOS ilce.edu.mx.

Jiménez-Vásquez, K. E., & Lozano-Ovalle, H. (2018). Análisis de la influencia de sulfatos y cloruros en el deterioro de estructuras en concreto en zonas costeras del atlántico colombiano.

Microsoft. Coeficiente de correlación lineal de Pearson. Microsoft Word - Correlacion.doc (us.es)

Minitab v.17. Ejemplo de Analizar diseño de superficie de respuesta - Minitab.

PROTOTIPO DE MEDICIÓN DEL FLUJO DE CO_2 DEL SUELO USANDO MICROSENSORES

Eugenia González del Castillo[1*]; Omar Alejandro López Anton[1]; Miguel Ángel Robles Roldán[1]; Abner Díaz García[1]; Michel Grutter de la Mora[1]

[1]Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Circuito de la Investigación S/N, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria. 04510 Coyoacán, CDMX, México.
*eu.gonzaranda@atmosfera.unam.mx

RESUMEN

Esta contribución presenta las etapas iniciales del desarrollo y construcción de un dispositivo para la medición del perfil de fracción molar de CO_2 en el suelo, con el objeto de implementar una medición de flujo de CO_2 de suelo de bajo costo y fácilmente repetible, empleando el método de gradiente. La comparación de desempeño de microsensores no dispersivos en el infrarrojo contra un instrumento de referencia arroja inconsistencias notables entre sensores individuales. El sesgo de tres sensores Sensirion SCD30 caracterizados fue de -83.9 □mol mol^{-1}, -258.7 □mol mol^{-1} y 4.1 □mol mol^{-1}. La repetibilidad de las mediciones en cada sensor fue también distinta. Dado que las fracciones molares en el suelo son considerablemente mayores al promedio existente en la atmósfera, el error sistemático entre sensores, debidamente minimizado, tendrá una importancia relativa también menor. No obstante, los resultados sugieren que para que las medidas obtenidas a lo largo de un perfil sean comparables entre sí, cada sensor individual deberá ser cuidadosamente caracterizado y calibrado contra una referencia, su respuesta a los cambios ambientales de temperatura y humedad debidamente considerados, y posiblemente sea necesario asumir la necesidad de descartar un número considerable de sensores con desempeño inaceptable.

PALABRAS CLAVE: *Cambio global; Método de gradiente; Non-dispersive infrared sensor; Sensores de bajo costo.*

INTRODUCCIÓN

El suelo constituye uno de los mayores reservorios terrestres de carbono del planeta (1700 Pg C) (Canadell *et al*., 2021), y las emisiones de CO_2 del suelo hacia la atmósfera representan el segundo flujo en importancia a nivel global (Bond-Lamberty *et al*., 2018). Dada la magnitud del reservorio, inclusive cambios pequeños en el contenido de carbono del suelo pueden producir variaciones significativas en la cantidad de CO_2 liberado a la atmósfera. Por lo tanto, una caracterización adecuada del carbono almacenado en los suelos, así como de la intensidad de su intercambio con otros reservorios, resulta indispensable para predecir la concentración de CO_2 atmosférico y en consecuencia, la trayectoria del clima futuro a escala global.

Los métodos de estudio de los flujos de CO_2 del suelo han sido típicamente de tres tipos: 1) a través de técnicas micrometeorológicas, como la covarianza de flujos turbulentos o *eddy covariance*; 2) el muy extendido uso de cámaras de acumulación

estáticas o dinámicas; y 3) el método de gradiente (MG), basado en el monitoreo de la concentración de CO_2 a diferentes profundidades y el cálculo de su transporte en el suelo por difusión molecular a favor del gradiente.

Aunque el uso del MG es menos habitual que el empleo de cámaras, presenta algunas ventajas en relación a éstas y aún con respecto del método de *eddy covariance*, como la información que proporciona sobre el perfil vertical de concentración de CO_2 en suelo, y la posibilidad de incrementar la resolución temporal de las mediciones en relación a las capacidades de las cámaras de acumulación (Maier y Schack-Kirchner, 2014). El MG consiste en la obtención de la fracción molar (o concentración) de CO_2 en el aire contenido en los poros del suelo a diferentes profundidades, al cual se accede ya sea practicando pozos de diversa longitud, de los cuales se extrae aire cuya concentración se determina posteriormente (monitoreo activo), o bien enterrando sensores para su medición *in situ* (monitoreo pasivo) (Maier y Schack-Kirchner, 2014).

Las mediciones pasivas perturban en menor medida el suelo, ya que sólo se excava al momento de la instalación, sin embargo, un obstáculo para la instalación de un número suficiente de perfiles para aumentar la cobertura espacial de este tipo de monitoreo ha sido el costo y tamaño de los sensores necesarios. Con la popularización en años recientes del uso de microsensores o sensores de bajo costo, y la miniaturización de los componentes de los dispositivos de monitoreo, se ha generado un gran interés por construir pequeños sistemas de medición de gases, que en principio pueden replicarse con facilidad e instalarse en mayor número que los sistemas tradicionales, incrementando así la resolución espacial y temporal de las mediciones.

Es en este contexto que se presentan en esta contribución las primeras etapas del desarrollo de un sistema de medición del perfil de la concentración de CO_2 en el suelo utilizando un sensor de muy pequeño tamaño, de reciente comercialización y de precio asequible. Con el perfil de concentración generado y con mediciones simultáneas de temperatura y contenido de humedad del suelo, será posible obtener el intercambio –flujo- de CO_2 entre el suelo y la atmósfera. Se describen aquí la elección de sensores y de la tarjeta de desarrollo para el sistema de monitoreo, la caracterización inicial del sensor de CO_2, su calibración contra un analizador de referencia, y en conjunto, la factibilidad de implementar el MG con este sistema de microsensores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sistema

El dispositivo consta de un conjunto de tres sensores de pequeño tamaño (Fig. 1): 1) un sensor de CO_2 no dispersivo en el infrarrojo (NDIR en inglés) (SCD30, Sensirion AG, Suiza), 2) un sensor digital de temperatura DS18B20, sumergible, genérico, y 3) un sensor de contenido volumétrico de agua en suelo (VH400, Vegetronix Inc., EU) que emplea la técnica de reflectometría de dominio temporal (TDR). Cada conjunto de sensores puede enterrarse a profundidades entre 0 y 40 cm en el suelo, dependiendo de las características

de éste y del perfil vertical que se desee obtener. El sensor de CO_2 opera por difusión, no debe estar en contacto con el suelo sino con el aire contenido en los poros de éste a la profundidad elegida. Para protegerle de la humedad y de las partículas de suelo, se alojó en un tubo de PVC de 7 cm de largo y 4 cm de diámetro, cuyos extremos se cubrieron con un filtro de PTFE hidrófobo, que permite el paso de gases, pero repele el agua líquida. El sensor de temperatura se encuentra encapsulado en un cilindro de acero inoxidable y cuenta con un cable impermeable. El sensor del contenido volumétrico de agua en suelo consta de una cápsula de plástico resistente y una hoja delgada de fibra de vidrio que se inserta fácilmente en el suelo.

Figura 1. De izquierda a derecha: imágenes de los sensores SCD30 de CO_2, DS18B20 de temperatura y VH400 de humedad en suelo y de la tarjeta de desarrollo Raspberry Pi Pico W. Las imágenes no están a escala

Cada conjunto de sensores se conecta por cabes a la tarjeta de desarrollo Raspberry Pi Pico W (Raspberry Pi, Reino Unido), basada en el microcontrolador RP2040. La tarjeta recibe las señales provenientes de los sensores, las convierte a las unidades deseadas y las almacena en una tarjeta de memoria microSD (Kingston Technology Corp., USA). La programación del dispositivo de medición se realizó en el entorno de desarrollo integrado Thonny 4.0.1, empleando MicroPython, una implementación del lenguaje Python 3 para microcontroladores, y la biblioteca micropython-scd30 0.2.0 (Agner, 2019).

Desempeño inicial y calibración de los sensores SCD30

Se efectuó una calibración a un solo punto de tres sensores SCD30, teniendo como referencia la concentración reportada por un espectrómetro de extinción anular en cavidad (CRDS por sus siglas en inglés) Picarro G2401. Los sensores SCD30 en sus guardas de PVC se colocaron juntos en el interior de una caja con conexiones de ingreso y egreso de aire. En la toma de ingreso se conectó un cilindro con mezcla de 405 ppm nominales de CO_2 balance aire, mientras que la salida se conectó al puerto de ingreso del CRDS, para realizar una medición (casi) simultánea. Tras un periodo de estabilización de los sensores, se midió la concentración de CO_2 durante 5 minutos a una frecuencia de 3 segundos. La diferencia entre los promedios de concentración de CO_2 del analizador de referencia y lo reportado por cada SCD30 se considera el sesgo u *offset* del sensor.

Pruebas preliminares de medición de la concentración de CO_2 en el suelo

Los sensores que presentaron mayor repetibilidad en sus mediciones fueron enterrados a 4 cm y 16 cm de profundidad en una maceta con una mezcla de tierra negra (Nutrigarden) y tierra preparada, donde ha crecido un ejemplar de *Euphorbia tirucalli* por varios años. Los sensores se colocaron un día antes de realizar las mediciones de concentración de CO_2. La corrección obtenida con el procedimiento de determinación del *offset* se aplicó directamente durante la adquisición de los datos. Los sensores SCD30 se programaron para realizar mediciones cada 5 segundos. Se comparó la evolución de las concentraciones reportadas a las dos profundidades.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es posible observar que el promedio de las diferencias entre la medición del Picarro y los microsensores es muy variable. Mientras el sensor C_02 muestra una alta repetibilidad de sus mediciones, pero un sesgo considerable (258.7 □mol mol^{-1}), los sensores C_01 y C_03 muestran menor distancia entre sus estimaciones y la del instrumento de referencia (-83.9 □mol mol^{-1} y -4.1 □mol mol^{-1}, respectivamente), pero también menor consistencia entre medidas consecutivas. El impacto de la falta de precisión (mayor desviación estándar) en los sensores C_01 y C_03 es proporcionalmente menor en el suelo que en la atmósfera, dado que las concentraciones en suelo alcanzan unidades porcentuales de un dígito con facilidad. Sin embargo, la inconsistencia en el desempeño de sensor a sensor hace suponer que debe asumirse el costo del descarte de algunos sensores con respuestas particularmente pobres.

Fig. 2. Series temporales de la fracción molar de CO_2 reportadas por el instrumento de referencia Picarro y los sensores bajo prueba SCD30, durante la calibración.

Figura 2. Fracción molar de CO_2 en suelo medida con microsensores de bajo costo SCD30 a profundidades de -4 cm y -16 cm.

Aplicada la corrección del sesgo en los sensores C_02 y C03, la figura 3 muestra la evolución durante 18 horas de las mediciones de la fracción molar de CO_2 en los poros del suelo contenido en un recipiente. El gradiente observado con la profundidad es el esperado, sin embargo, el sensor C_03, colocado a 16 cm de profundidad, muestra cambios diurnos más acusados que el sensor C_02 colocado cerca de la superficie. Más notablemente, en particular este último sensor muestra un descenso periódico en la señal que no es deseable y cuyo origen requiere ser investigado.

CONCLUSIONES

El sistema de medición de concentraciones de CO_2 en suelo utilizando microsensores no dispersivos en el infrarrojo de bajo costo muestra un potencial promisorio; sin embargo, la inconsistencia entre unidades individuales del sensor y los sesgos acusados en la medición en comparación con el instrumento de referencia imponen la necesidad de una caracterización cuidadosa de la respuesta del sensor para obtener consistencia y resultados con niveles de error aceptables.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos las facilidades otorgadas por la Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos (RUOA) para las calibraciones de los sensores.

BIBLIOGRAFÍA

Agner S. (2019). micropython-scd30 0.2.0. https://pypi.org/project/micropython-scd30.

Bond-Lamberty B, Bailey VL, Chen M *et al*. (2018). Globally rising soil heterotrophic respiration over recent decades. Nature 560: 80–83.

Canadell JG, Monteiro PMS, Costa MH *et al*. (2021). Global Carbon and other Biogeochemical Cycles and Feedbacks. *In* Masson-Delmotte V, *et al.* (eds.). Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom & New York, NY, EUA. pp. 673–816.

Maier M, Schack-Kirchner H. (2014). Using the gradient method to determine soil gas flux: A review. Agricultural and Forest Meteorology 192-193: 78-95.

RESIDUO DE LEVADURA DE CERVEZA EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y EL DESARROLLO DE DOS CULTIVOS

Sandra Yesenia Juanes Castro[1]; Miguel Ángel Martínez Lara[1]; Alfredo Lara Herrera[1]; Rodolfo de la Rosa Rodríguez[2*].

[1]Unidad Académica de Agronomía, Universidad Autónoma de Zacatecas (UAZ). Km. 15.5 Carretera Zacatecas-Jerez, Cieneguillas, Zacatecas, México, C.P. 98187; [22]Posgrados en Ingeniería y Tecnología Aplicada UAZ. Av. Ramón López Velarde 801, Zacatecas, Zac., México, C.P. 98000.
*rodox116@hotmail.com

RESUMEN

Los residuos de levadura que se generan de la elaboración de cerveza deben tener un manejo apropiado para evitar problemas ambientales y aprovecharlos para mejorar las propiedades de los suelos. El Estado de Zacatecas es el principal productor de cerveza en México. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la aplicación del residuo de la fermentación de cerveza en las propiedades del suelo y en el desarrollo de los cultivos de frijol y lechuga. El experimento se estableció bajo condiciones de invernadero. Se evaluaron: la dosis de la levadura al suelo, tiempo de anticipación de la aplicación y las condiciones del acolchado del suelo; se obtuvieron 24 tratamientos con dos repeticiones en un experimento factorial (4x3x2). Se determinó el pH y la conductividad eléctrica del suelo (CE). Se evaluó un cultivo de frijol y posteriormente uno de lechuga. Con la aplicación de la levadura se disminuyó el pH y aumentó la CE del suelo; al anticipar la aplicación 3 o 2 meses se modificaron las propiedades del suelo; el acolchado del suelo modificó el pH. Con la dosis de 1 L maceta^{-1} se tuvo el mayor desarrollo de los cultivos de frijol y lechuga; la anticipación de 3 o 2 meses presentó el mayor desarrollo del cultivo de frijol; el acolchado del suelo favoreció la germinación del frijol y en el cultivo de lechuga se incrementaron el índice de clorofila (IC) y el diámetro de cogollo (DC).

PALABRAS CLAVE: *Conductividad eléctrica; Lactuca sativa L; Phaseolus vulgaris L; pH del suelo; Saccharomyces cerevisiae*

INTRODUCCIÓN

En el año 2022, Zacatecas ocupó el primer lugar a nivel nacional en producción de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), con un total de 307,495.47 t; en el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.), el estado de Zacatecas ocupó el segundo lugar en producción de esta hortaliza con un total de 117,458.86 t, sólo por debajo del estado de Guanajuato (SIAP, 2023). La industria cervecera genera varios residuos, entre ellos la levadura (*Saccharomyces cerevisiae*) empleada en el proceso de fermentación, lo cual implica que su eliminación sea costosa y problemática para esta industria y riesgosa para el medio ambiente. En el estado de Zacatecas se encuentra la planta más grande de producción de cerveza en México, por lo tanto, se generan grandes cantidades de residuos del proceso de fermentación de la cerveza. Los residuos de la elaboración de cerveza tienen potencial para tener otras aplicaciones como materia prima para generar etanol, medios de cultivo o adsorber

metales pesados (Aliyu y Bala, 2013); en la agricultura también pueden tener aplicaciones como plaguicida (Shih *et al*., 2020) o como auxiliar en la fertilización ya que modifica propiedades del suelo (Dessalew *et al*., 2017), aunque aún falta investigar más al respecto. Por lo anterior, se condujo un experimento bajo condiciones de invernadero, con el objetivo de determinar el efecto de: (A) la dosis, (B) la fecha de aplicación de residuos de la fermentación de cerveza al suelo y (C) la cubierta (acolchado) en las propiedades del suelo y en el desarrollo de los cultivos de frijol y lechuga.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del experimento. El experimento se realizó en la Unidad Académica de Agronomía de la Universidad Autónoma de Zacatecas ubicada en Cieneguillas, Zacatecas, en la carretera Zacatecas – Jerez km. 15.5. El experimento se estableció en un invernadero tipo túnel de 240 m^2, con control activo de la temperatura y la humedad relativa diurnas, mediante la extracción mecánica del aire caliente y la entrada de aire fresco y húmedo a través de un muro húmedo. Se utilizó el residuo de la levadura (*Saccharomyces cerevisiae*) empleada para la elaboración de cerveza generado en la Industria Cervecera Modelo S.A. de C.V., ubicada en Calera de Víctor Rosales, Zacatecas.

Suelo y tratamientos ensayados. Se empleó un suelo de pH ligeramente alcalino (7.27), sin problemas de sales (CE = 0.58 dS m^{-1}), contenido medio de materia orgánica (2.10%), alta concentración de potasio, medio en: P, Ca, Mg, Mn, Cu y B, y bajo contenido de N, S, Fe y Zn. Se evaluaron 24 tratamientos en un arreglo factorial, con tres factores: 4x3x2, el factor (A) dosis de aplicación de la levadura de cerveza al suelo, con cuatro niveles (4, 2, 1 y 0 litros) de levadura de cerveza por cada 20 kilos de suelo), factor (B) tiempo de anticipación de la aplicación de la levadura al suelo, el cual tuvo tres niveles (3, 2 y 1 meses), y el factor (C) acolchado del suelo, con dos niveles (con y sin acolchado con plástico). El suelo fue depositado en macetas de película de polietileno calibre 800 con capacidad de 20 L, con cara interna opaca y externa blanca. En la parte central de la maceta se instaló un sensor de temperatura. La aplicación de la suspensión de la levadura se llevó a cabo en las fechas: 24 de febrero, 26 marzo y 25 de abril de 2022, con las dosis correspondientes a cada tratamiento. La aplicación se realizó de manera gradual en el lapso de 1 hora con el fin de favorecer su adecuada distribución en el suelo. Inmediatamente luego de aplicar la suspensión en los tratamientos de acolchado, se cubrió la maceta con una bolsa negra, cuidando que quedara perfectamente cerrada, sólo permitiendo la salida del cable del sensor para la medición de temperatura.

Manejo de los cultivos. La siembra con el cultivo de frijol (*Phaseolus vulgaris* L.), se realizó el día 20 de junio del 2022, el frijol utilizado fue Frijol Pinto Saltillo, en cada maceta se depositaron seis semillas de frijol a 3-4 cm de profundidad.

Para el cultivo de lechuga (*Lactuca sativa* L.), el trasplante se realizó el día 7 de febrero del 2023, el material utilizado fue lechuga tipo bola, se trasplantaron cuatro plántulas por maceta.

Variables evaluadas. El muestreo del suelo se hizo después del cultivo de frijol, se determinó el pH y conductividad eléctrica en la relación suelo:agua, 1:2 (p:v).

Las variables evaluadas para el cultivo de frijol: fueron plantas germinadas (PG) por maceta y peso seco de planta (PSP).

Para el cultivo de lechuga se llevaron a cabo cuatro muestreos, a las 2, 4, 6 y 8 semanas después del trasplante, en cada uno se eliminó una planta para determinar: el índice de clorofila (IC), sólidos solubles totales (SST), área foliar (AF), peso fresco (PFH) y seco de hojas (PSH), diámetro de cogollo (DC) y peso fresco (PFC) y peso seco del cogollo (PSC).

Diseño experimental y análisis estadístico. Se empleó un diseño experimental completamente al azar, donde se evaluaron la combinación de dosis de levadura, fechas de aplicación y acolchado del suelo. Se analizó como un experimento factorial, con dos 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

pH y CE del suelo. Con la aplicación de la levadura al suelo se redujo el pH, no se presentaron diferencias entre las dosis de 1 a 4 L maceta^{-1}, la CE presentó comportamiento similar al pH, pero con la aplicación se incrementó la CE. Al anticipar la aplicación de la levadura 3 o 2 meses se redujo el pH y la CE respecto a 1 mes de haber aplicado. En el suelo sin acolchar el pH fue más ácido (Cuadro 1), lo cual se atribuye a la mayor temperatura a la que se sometió el suelo con el acolchado, aunque el incremento de temperatura fue leve (0.8 a 2.6 ^{o}C), favoreció la transformación química de los compuestos que generan la acidez lo cual ocasionó una ligera disminución de la acidez (Rivera et al., 2020).

Cultivo de frijol. Respecto a las plantas germinadas, en el factor dosis, al aumentar ésta se redujo la germinación, sólo entre las dosis de 1 y 2 L maceta^{-1} no hubo diferencias. No hubo diferencias entre anticipar la aplicación de la levadura 3 o 2 meses, pero cuando sólo se anticipó un mes la germinación se redujo, es decir, entre mayor tiempo se anticipó la aplicación se favoreció la germinación (Cuadro 1). El someter la aplicación de la levadura en suelo acolchado favoreció la germinación, lo cual se atribuye a que el incremento de temperatura aceleró el proceso de transformación de los compuestos de los residuos de la levadura (Escobal-Chávez y Garro-Custodio, 2020).

El mayor peso seco de las plantas de frijol se presentó con la dosis de levadura de 1 L maceta^{-1}, en la medida que se incrementó la dosis disminuyó el PSP, lo cual se atribuye quizá al cambio de condiciones físicas y químicas a través de la fermentación que puede provocar la levadura en el medio donde es aplicada (elevación de la temperatura y conductividad eléctrica y alteración de pH), y a medida que se aplique mayor cantidad de levadura el tiempo de su efecto en el medio radical se prolonga(Rivera et al., 2020). En la medida que el factor tiempo de anticipación de la aplicación aumentó se incrementó el

PSP, lo cual se puede deber a la transformación de una fracción mayor de los compuestos originales. El acolchado del suelo no tuvo efecto en el PSP (Cuadro 1).

Cuadro 1. Plantas germinadas (PG), Peso seco de planta (PSP) del cultivo de frijol, pH y conductividad eléctrica (CE) del suelo.

Factor / Nivel	pH	CE (dS m^{-1})	PG	PSP (g $planta^{-1}$)
Dosis:				
0 (L $maceta^{-1}$)	7.13 a	0.54 b	5.5 a	35.03 ab
1	6.58 b	0.97 a	2.67 b	39.48 a
2	6.46 b	1.01 a	2.67 b	22.52 b
4	6.48 b	1.15 a	1.08 c	3.69 c
Tiempo de anticipación:				
3 (meses)	6.54 b	0.78 b	3.38 a	38.28 a
2	6.65 b	0.89 b	3.38 a	25.73 b
1	6.78 a	1.08 a	2.19 b	11.51 c
Acolchado:				
Sin	6.59 b	0.92 a	2.54 b	27.86 a
Con	6.73 a	0.91 a	3.42 a	22.48 a

† Cifras seguidas con la misma letra en cada columna y para cada factor son iguales ($p<0.05$).

Cultivo de lechuga. Las variables que presentaron mayor sensibilidad, consistencia y correlación entre sus resultados, fueron el AF, PFH, PSH y DC (Cuadro 2), ese comportamiento fue más evidente en el factor dosis de aplicación del residuo de levadura y principalmente con las dosis 1 y 2. En el tratamiento 1, con la dosis de 1 L $maceta^{-1}$ se tuvo mayor valor en las variables mencionadas, en el tratamiento 2 los mayores resultados se presentaron con las dosis de 1 y 2 L $maceta^{-1}$; en general, destacó el mayor crecimiento de las plantas con la aplicación de levadura respecto a la no aplicación. En los muestreos 3 y 4, en la mayoría de las variables medidas, los mejores resultados se obtuvieron en donde se aplicó alguna dosis de levadura. El factor tiempo de anticipación de la aplicación de la levadura no presentó efecto en ninguna de las variables. Respecto al acolchado, sólo presentó efecto en las variables IC en los tratamientos 1 y 2, y SST y DC en el tratamiento 2, en todos los casos con acolchado se incrementaron estas variables. En los muestreos 3 y 4 no hubo efecto del acolchado sobre las variables medidas.

Cuadro 1. Índice de clorofila (IC), Área foliar (AF), Peso fresco de planta (PFP), Peso seco de planta (PSP) y Diámetro de cogollo (DC) del cultivo de lechuga. Los números 1 y 2 que están junto a las variables indican el muestreo correspondiente.

Factor / Nivel	IC1	AF 1 (cm^2)	PFH1 (g)	PSH1 (g)	DC 1 (mm)	IC2	AF2 (cm^2)	PFH2 (g)	PSH2 (g)	DC2 (mm)
Dosis:										
0 (L maceta^{-1})	35.9b	209.3b	11.3b	0.7b	4.28c	38.63a	648.8b	38.8b	2.15b	7b
1	41.7a	336.9a	19.9a	1.2a	5.58a	39.27a	1335.9a	91.75a	4.25a	9.13a
2	39.6a	309.7ab	18.2ab	1.1ab	5.46ab	41.14a	1279.5a	88.5a	4.25a	8.73a
4	40.3a	295.5ab	17.3ab	1ab	4.92b	39.89a	1241.3a	82.2a	4a	8.48ab
Tiempo de anticipación										
3 (meses)	38.9a	279.8a	16.6a	0.97a	5.23a	39.14a	1234.8a	80.35a	4.07a	8.76a
2	39.1a	299.3a	17.2a	1a	5.02a	39.34a	979.06a	65.1a	3.1a	7.9a
1	40 a	284.5a	16.2a	0.99a	4.93a	40.7a	1165.2a	80.48a	3.8a	8.37a
Acolchado:										
Sin	38.7b	270.5a	15a	0.91a	4.88b	38.23b	1029.1a	69.3a	3.4a	8.22a
Con	40 a	305.2a	18.32a	1.1a	5.23a	41.24a	1223.6a	81.3a	3.94a	8.45a

† Letras iguales seguidas de cada cifra en cada columna son estadísticamente iguales ($p \leq 0.05$).

CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos, se confirma los efectos benéficos con la aplicación de los residuos de levadura de cerveza en las propiedades del suelo y el desarrollo de los cultivos. En el experimento conducido, se obtuvieron resultados favorables para el desarrollo de los cultivos de frijol y lechuga, así como también en las propiedades del suelo (pH y C.E) con las dosis aplicadas del residuo de levadura de 1 o 2 L maceta^{-1}, aplicaciones anticipadas (3 meses) y acolchado del suelo con estos residuos.

AGRADECIMIENTOS

A las Familias Acuña-Ortiz y Acuña-Fernández, en Memoria del Sr. Juan Carlos Acuña-Veyna †.

BIBLIOGRAFÍA

Aliyu, S. y Bala, M. (2013). El bagazo de cerveza: una revisión de sus potencialidades y aplicaciones. African Journal of Biotechnology, vol. 10, no. 3, pp. 324-331.

Dessalew, G., Beyene, A., Nebiyu, A. Ruelle, ML (2017). Uso de residuos industriales de diatomita procedentes de la producción de cerveza para mejorar la fertilidad del suelo y el rendimiento de cereales. Revista de producción más limpia, 15 7, 22-29.

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

Escobal-Chávez F. R., Garro-Custodio K. M. (2020). Efecto del porcentaje de Saccharomyces Cerevisiae en la calidad y tiempo del compost obtenido con biomasa residual del Mercado Corralón. Tesis de Licenciatura. Trujillo, Perú. 52p.

Rivera M., Caracela E., Morales L. (2020). Proceso de compostaje por Saccharomyces cerevisiae en una institución educativa en Perú. Revista Orbis, 16, 109-119.

Shih, Y. F., Wang, C. H., Tsai, M. L., Jehng, J. M. (2020). Material de cambio de fase estabilizado/compuesto de nailon a base de diatomita reciclada. Química y Física de Materiales, 242, 122498.

Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2023. https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/ Fecha de acceso 18/07/2023.

SECRETOS DEL SUELO: HONGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES Y FACTORES EDÁFICOS EN ESPECIES DE LA VEGETACIÓN SECUNDARIA

Yasmin Vázquez-Santos[ab*]; Silvia Castillo-Argüero[b*]; Noé Manuel Montaño Arias[c]; Francisco Javier Espinosa-García[d]; Yuriana Martínez-Orea[b]

[a] Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Unidad de Posgrado, Circuito de Posgrados, Coyoacán, 04510, Mexico City, Mexico, *yasminvazquez@ciencias.unam.mx; [b] Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. Investigación Científica, Coyoacán, 04510, Mexico City, Mexico; [c] 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, Mexico City, Mexico; [d] Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua Carretera a Patzcuaro, 8701, Morelia, Michoacán, Mexico.

RESUMEN

Los hongos micorrícicos arbusculares (HMA) influyen en la reproducción de las plantas al mejorar la absorción de nutrientes esenciales y agua. El objetivo de esta investigación fue evaluar si la colonización por HMA, junto con factores edáficos, modulan la floración y fructificación en especies de vegetación secundaria (VS) de un bosque templado. Se seleccionaron cuatro sitios, en cada sitio se marcaron cinco individuos de tres especies de VS. Se registraron los porcentajes de flores y frutos y la colonización de HMA durante la temporada lluviosa y seca. El suelo se recolectó de la rizosfera de cada especie para determinar materia orgánica (MO), pH, humedad del suelo (HRS), fósforo (PO_4^-) y nitrógeno disponible (NH_4 y NO_3). La colonización por HMA, la producción de flores y frutos mostraron variación interespecífica y los factores edáficos una variación temporal. Observamos tres correlaciones entre floración y colonización por hongos AM: *Ageratina glabrata* tuvo correlación negativa, *Solanum pubigerum* positiva y *Acaena elongata* no mostró correlación significativa. Los modelos de ecuaciones estructurales indicaron que la colonización por HMA tuvo un efecto positivo en la fructificación, aunque varió entre especies de plantas. La colonización de hongos AM, floración y fructificación se vieron influenciadas por MO, pH y contenido de nitrógeno en el suelo. Esto sugiere que la asociación con HMA beneficia la fructificación en especies de VS y que los factores edáficos son importantes. Los HMA son clave en el éxito reproductivo de especies de VS y en la disponibilidad de propágulos para la regeneración de bosques templados.

PALABRAS CLAVE: *Bosques de oyamel; Bosques secundarios; Colonización intrarradical; Fenología reproductiva; Propiedades edáficas; Simbiosis*

INTRODUCCIÓN

El establecimiento de especies de la vegetación secundaria (VS) amortigua la pérdida de estructura y estabilidad edáfica mediante el desarrollo de su sistema radical y de la incorporación de materia orgánica (MO) al suelo (van Hall *et al*., 2017). Por lo que, la VS

es fundamental para el mantenimiento de la función y resiliencia de los bosques templados (van Hall *et al*., 2017).

La asociación de este tipo de plantas con los hongos micorrizógenos arbusculares (HMA) puede ser vista como una estrategia ecológica que le permite a las especies de VS obtener los recursos de manera eficiente (van Hall *et al*., 2017), principalmente, en ecosistemas con una marcada estacionalidad y suelos con alto contenido de MO, pH ácido, y baja disponibilidad de nutrientes como los de bosques templados (Berg, 2014).

Los HMA son uno de los grupos microbianos más abundantes del edafón (Pérez *et al*., 2011) y son simbiontes obligados del 80 % de las familias de plantas (Smith and Smith, 2011). Estimulan la producción de estructuras reproductivas de las plantas al incrementar la absorción de agua y nutrientes esenciales, principalmente absorben más fósforo (P) y nitrógeno (N) (Bennett and Meek, 2020; Wang, 2022). La colonización intrarradical de HMA incrementa significativamente durante el periodo de floración y fructificación de la planta, ya que ésta última requiere mayor asignación de recursos para la formación, desarrollo y maduración de sus estructuras reproductivas (Bennett and Meek, 2020).

El estudio de la asociación micorrícica arbuscular en bosques templados debe considerar que las propiedades edáficas varían en el tiempo y espacio (Yokobe *et al*., 2018). De manera que, en la naturaleza existe una compleja interacción de propiedades edáficas que influyen en los procesos biológicos que ocurren sobre y bajo el suelo. Esto nos lleva a proponer un modelo que pretende entender cómo la floración y fructificación son afectados directa o indirectamente tanto por la colonización intrarradical de HMA como por las propiedades edáficas del sitio (pH, MO, humedad, disponibilidad de P y N) (Figura 1).

Figura 1. Modelo hipotético planteado para explicar los efectos de las propiedades edáficas sobre la colonización de HMA y la floración y fructificación de especies de VS.

Esta investigación tiene por objetivos: i) examinar si existe variación interespecífica y temporal en la producción de flores y frutos, colonización intrarradical, riqueza y abundancia de HMA de tres especies de VS, ii) generar un modelo de ecuaciones estructurales (SEM) que permita determinar los vínculos directos e indirectos entre el pH, humedad en el suelo y la disponibilidad de P y N, con la colonización intrarradical de HMA, la floración y la fructificación de las especies estudiadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este estudio se realizó en el bosque de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schl. y Cham., de la cuenca del río Magdalena (CRM) en la Ciudad de México (CDMX). Presenta un clima Cb`(w2) (w) (b`) i g, subhúmedo con lluvias en verano, una temperatura media anual de 18 °C y precipitación promedio anual de 1250 mm (García, 1988). El tipo de suelo dominante es Andosol húmico (Ah) de acuerdo con la WRB (2022), se caracteriza por ser un suelo ácido dominado por alófanos con una alta capacidad de fijar fosfatos en la superficie de las arcillas minerales amorfas lo que limita su disponibilidad para las plantas (Galicia *et al*., 2016).

Se ubicaron cuatro sitios distribuidos en dos intervalos altitudinales. El criterio de selección de los sitios fue la coexistencia de las tres especies de plantas: *Acaena elongata*, *Ageratina glabrata* y *Solanum pubigerum*. En cada sitio para cada especie, se marcaron 5 individuos con presencia de estructuras reproductivas, dando un total de 60 individuos (5 individuos × 3 especies × 4 sitios).

Se registraron los porcentajes de flores y frutos de cada individuo marcado en cada sitio, utilizando la escala fenológica propuesta por Fournier y Charpantier (1974). Se extrajeron las raíces finas de los individuos marcados en cada sitio. Se realizaron cuatro recolectas de raíces, dos en lluvias (agosto 2019, octubre 2019) y dos en secas (diciembre 2019 y febrero 2020). Las raíces fueron procesadas por el método de Koske y Gemma (1989). El porcentaje de colonización intrarradical por HMA se obtuvo con el método propuesto por McGonigle et al. (1990). Las observaciones se llevaron a cabo utilizando un microscopio óptico (OLYMPUS®), con aumentos de 20X y 40X. En cada sitio, se recolectaron 500 g de suelo, se obtuvo el porcentaje de humedad relativa del suelo por el método gravimétrico de Reynolds (1970), fósforo disponible (PO_4^-) por el método Olsen, nitratos (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) por KCl $_2$ N, nitrógeno total (Nt) por el método de Kjeldahl y pH 1:2 en H_2O, mediante las técnicas propuestas por la NOM021-IRENAT (2002).

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el software R ver 4.2.2 (R Core Team, 2022). Se realizaron Linear Mixed-Effects Models (LME) con el package and library nlme (Pinheiro *et al*., 2016), para evaluar las diferencias en la colonización intrarradical de HMA. Para evaluar las diferencias en el porcentaje de flores y frutos se realizaron modelos lineales generalizados de efectos mixtos (GLMER) con la library lme4 (Bates *et al*., 2015) y con estructura del error de tipo binomial. Para *Acaena elongata* y *Solanum*

cervantesii fue implementado un *Structural equation modeling* (SEM) con el mismo diagrama de causalidad o modelo hipotético presentado en la Figura 1.

RESULTADOS

Variación interespecífica

Se observaron diferencias significativas entre especies y en la interacción especie-estación para la colonización de HMA, pero no para altitudes (Cuadro 1). *Acaena elongata* no mostró diferencias significativas en la colonización por HMA entre la temporada de lluvias ($\bar{X}$= 34.93 s.d.± 5.67 %) y la temporada seca ($\bar{X}$ = 39.75 s.d.± 5.14 %). *Ageratina glabrata* presentó mayor colonización de hongos AM en la temporada de lluvias (38.48 ± 7.62 %) que en la temporada seca (26.77 ± 5.36 %). *Solanum pubigerum* mostró mayor colonización en la temporada seca (36.05 ±6.03 %) que en la temporada de lluvias (32.37 ±5.03 %).

Factores edáficos

Los factores edáficos mostraron diferencias significativas relacionadas con la temporalidad, altitud e interacción (Cuadro 2). La MO fue mayor en altitud más alta (18.7 ± 0.6 %) que en la más baja (17.8 ± 1.7). La HRS fue mayor en temporada de lluvias en altitud más baja (66.74 ± 11.06 %). El pH del suelo fue más ácido en temporada de lluvias en altitud más baja (5.9 ± 0.001). El P disponible fue más alto en temporada seca en altitud más alta (12.01 ± 2.29 ppm). El N disponible fue mayor en temporada de lluvias, independientemente de la altitud (91.37 ± 8.45 mg kg-1).

Cuadro 1. Resumen estadístico de los modelos lineales de efectos mixtos implementados para colonización por HMA, y de los modelos lineales generalizados para flores y frutos.

	Colonización HMA			Flores			Frutos			
Factor de variación	*df*	F	P	*df*	X^2	P	*df*	X2	P	*df*
Temporada	1, 176	0.23	0.63	1	4381.7	<0.01	1	47.41	<0.01	1, 36
Altitud	1,2	0.23	0.67	1	0.1357	0.71	1	3.86	0.049	1,36
Planta	2,54	4.36	0.017	2	50.094	<0.01	2	12.75	<0.01	2, 39
Temporada:altitud	1, 176	0.33	0.56	1	1.78	0.18	1	4.86	<0.01	1,36
Temporada:planta	2, 176	13.53	<0.01	1	3050.7	<0.01	1	8.16	<0.01	2, 36
Altitud:planta	2,54	6.57	<0.01	1	0.003	0.96	1	1.31	0.19	2,39
Temporada:planta:altitud	2, 176	0.25	0.777	7	3068.2	<0.01	4	301.3	<0.01	2, 36

* Significant differences are marked with bolds

Cuadro 2. Resumen estadístico del Análisis de Varianza de dos vías realizados para la materia orgánica (MO), humedad del suelo (HRS), pH, N y P disponible, del suelo del bosque de *Abies religiosa* en la CDMX.

Factor de variación		MO		HRS		pH		N disponible		P disponible	
	df	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
Temporada	1	51.2	<0.001	423.7	<0.001	218	<0.001	243.1	<0.001	93.81	<0.001
Altitud	1	34.8	<0.001	15.26	<0.001	301	<0.001	19.31	<0.001	531.8	<0.001
Temporada: Altitud	1	15.7	<0.001	1.84	<0.001	134	<0.001	0.045	8.33	7.96	0.006

* Significant differences are marked with bolds

Structural equation models: a particular case for Acaena elongata and Solanum pubigerum

Ageratina glabrata no fue considerada en la evaluación de los modelos de fructificación debido a su baja producción de frutos durante el muestreo. En las otras dos especies, se observó un efecto positivo de los hongos AM en la producción de frutos, siendo más pronunciado en *Acaena elongata* que en *Solanum pubigerum* (Figura 2). *Acaena elongata* mostró un efecto positivo de la producción de flores en la fructificación (0.377), mientras que *Solanum pubigerum* presentó un efecto negativo (-0.21). La relación entre las variables fue diferente en ambas especies, y factores como la disponibilidad de N y P, así como la materia orgánica, influyeron de manera distinta en la fructificación, floración y colonización de hongos AM, además del pH y la humedad relativa del suelo.

CONCLUSIONES

Este estudio revela un enlace significativo entre la respuesta de floración y fructificación de las especies de plantas SV y la colonización de hongos AM, lo que sugiere que la presencia de estos hongos podría contribuir significativamente a modular el éxito reproductivo al influir en la disponibilidad de frutos (propágulos) en las especies de plantas SV con implicaciones para la regeneración natural de este bosque templado. El modelo teórico propuesto en esta investigación proporciona ideas útiles para comprender la influencia de la asignación reproductiva y los factores edáficos en los HMA asociados con las especies de plantas SV.

Figura 2 Modelos de ecuaciones estructurales (SEM) que muestran los efectos directos e indirectos de la colonización de HMA en la producción de flores y frutos de A) *Acaena elongata* y B) *Solanum pubigerum*. El valor C de Fisher es 4.789, p = 0.31. Las flechas negras sólidas indican relaciones positivas entre las variables propuestas en el modelo teórico. Las flechas punteadas negras (positivas) y rojas (negativas) indican enlaces entre las variables en el modelo. Las flechas rojas sólidas indican enlaces negativos. Las flechas grises representan relaciones no significativas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Y. Vázquez-Santos agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT)-México (No. 818569) por las becas para cursar su doctorado.

BIBLIOGRAFÍA

Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., (2014). lme4: Linear Mixed-Effects Models Using. https://doi.org/10.48550/arXiv.1406.5823

Bennett, A.E., Meek, H.C. (2020). The influence of arbuscular mycorrhizal fungi on plant reproduction. Journal of Chemical Ecology, 46(8), 707-721. https://doi.org/10.1007/s10886-020-01192-4.

Berg, B. (2014). Decomposition patterns for foliar litter–a theory for influencing factors. Soil Biology and Biochemistry, 78, 222-232. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.08.005.

Fournier, L.A., Charpantier, C. (1974). El tamaño de la muestra y la frecuencia de las observaciones en el estudio de las características fenológicas de los árboles tropicales. Turrialba, 25, 44–48.

Galicia, L., Gamboa, A.M., Cram, S., Vergara, B., Ramírez, V.P., Saynes, V., Siebe, C. (2016). Stocks and dynamics of soil organic carbon in temperate forests of Mexico. Terra Latinoamericana, 34(1), 1–29.

García, E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación de Koppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana (No. 551.59 G37 1988).

Koske, R.E., Gemma, J.N. (1989). A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. Mycological Research, 92(4), 486–488. https://doi.org/10.1016/S0953-7562(89)80195-9.

McGonigle, T.P., Miller, M.H., Evans, D.F., Fairchild, G.L., Swan, J.A. (1990). A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. New Phytologist, 115, 495–501. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1990.tb00476.x.

Norma Oficial Mexicana, NOM-02-SEMARNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis (2002) Diario Oficial, 83 pp.

Pérez, C.A., Rojas, S.J., Montes, V.D. (2011). Hongos formadores de micorrizas arbusculares: una alternativa biológica para la sostenibilidad de los agroecosistemas de praderas en el caribe colombiano. Revista Colombiana de Ciencia Animal - RECIA, 3(2), 366-385. https://doi.org/10.24188/recia.v3.n2.2011.412.

Pinheiro, J., Bates, D., Deb Roy, S., Sarkar, D., Core Team R. (2016). nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1–128.

R Core Team (2022). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/. Accessed Jan 2023

Reynolds, S.G. (1970). The gravimetric method of soil moisture determination Part IA study of equipment, and methodological problems. Journal of Hydrology, 11(3), 258-273. https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90066-1.

Smith, S.E., Smith, F.A. (2011). Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: New paradigms from cellular to ecosystem scales. Annual Review of Plant Biology, 62, 227–250. https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042110-103846.

van Hall, R.L., Cammeraat, L.H., Keesstra, S.D., Zorn, M. (2017). Impact of secondary vegetation succession on soil quality in a humid Mediterranean landscape. Catena, 149, 836–843. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.05.021.

Wang, L., Chen, X., Wang, S., Du, Y., Zhang, D., Tang, Z. (2022). Effects of arbuscular mycorrhizal symbiosis on the growth and reproduction of cherry tomato can be persistent to the next generation. European Journal of Soil Biology, 112, 103429. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2022.103429.

WRB, World reference base for soil resources (2022). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO. 85–117 pp.

Yokobe, T., Hyodo, F., Tokuchi, N. (2018). Seasonal effects on microbial community structure and nitrogen dynamics in temperate forest soil. Forests, 9(3), 153. https://doi.org/10.3390/f9030153.

SUELOS EN UNA LITOSECUENCIA DE LA ZONA SEMIÁRIDA DE LOS REYES METZONTLA-PUEBLA.

Rocio Citlali Gutierrez de la Garza[1]*; Nadia Jazmin Flores Martínez[1]; Ana Sofía Martínez García[1]; Emiliano Carillo Albarrán[1]; Marina Itzel Díaz Castañeda[1]; Jeeny Wendoline Gutiérrez Pérez[1]; David Meza Fematt[1]; Uriel Alberto Martínez Campuzano[1]; Lucy Natividad Mora Palomino[2]; Mario Cayetano Salazar[3]

[1] *Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra (ENCiT)*, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán 04510, CDMX, México, *rociogutierrez@encit.unam.mx; [2]*Instituto de Geología* Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán 04510, CDMX, México; [3]*Instituto de Geografía* Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Del. Coyoacán 04510, CDMX, México.

RESUMEN

En este trabajo se destaca la riqueza edafológica en una zona semiárida de Los Reyes Metzontla-Puebla. La oportunidad de esta localidad es la diversidad litológica en distancias cortas que permiten describir perfiles contrastantes y la diferencia entre sus propiedades en condiciones de clima semejantes. El objetivo de este trabajo fue reconocer las características edáficas y su relación con los factores de formación de suelo en el contexto de un seminario de investigación en la licenciatura de Ciencias de la Tierra, como estrategia de docencia activa. Se concluyó que el material parental, es el factor que define las diferencias en las propiedades, seguido del relieve y vegetación. Los suelos se caracterizan por tener propiedades relacionadas con Leptosoles y Regosoles, cuyas diferencias locales se definen principalmente por la textura del suelo.

PALABRAS CLAVE: *Zonas semiáridas; Intemperismo; Material parental; Suelos, Zona Crítica Terrestre.*

INTRODUCCIÓN

El suelo es el resultado de procesos pedogenéticos determinados por la interacción del clima, organismos, topografía, material parental y tiempo; conocidos como factores de formación del suelo (Blanco y Senciales, 2001). En México existe una gran diversidad de suelos que puede explicarse por la interacción de la variabilidad en estos factores, por ejemplo, su amplio gradiente altitudinal, la presencia de cuatro de los cinco grandes tipos de climas y una enorme diversidad paisajística y de tipos de rocas (SEMARNAT, 2013). Los Reyes Metzontla tiene como característica su amplia diversidad geológica en distancias cortas; sin embargo, las unidades de suelo reportadas por INEGI son de dos tipos: Regosol y Leptosol (INEGI, 2007). Muchas características de los suelos derivan directamente de las propiedades de los materiales parentales de los cuales se derivan, por ejemplo, la textura (Ortiz, 2010). Por esta razón si se describen suelos a mayor resolución es posible identificar áreas con la presencia de otros tipos de suelo o asociaciones de suelo originados por los cambios locales, tales como el relieve o la vegetación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los Reyes Metzontla se ubica en el municipio de Zapotitlán Salinas dentro del estado de Puebla, en la región de la Mixteca Alta. Su clima característico tipo Bs (semiárido) (García, 1998). Su precipitación anual es de 400 mm, distribuida en dos temporadas de lluvias correspondientes a los meses de abril-mayo y septiembre-octubre intercaladas con dos temporadas de secas, siendo la temporada noviembre-enero los meses con menor disposición de agua. La zona de estudio cubre una superficie total de 57 km^2 abarcando los poblados de Los Reyes Metzontla en la zona central y San Francisco Xochiltepec al oriente.

Las litologías presentes en el área se clasifican dentro de cuatro grupos; granitoides y metasedimentos del mesoproterozoico (Elias-Herrera, *et al.*, 2005), lechos rojos Permico-Triásicos y Jurásicos (Centeno, *et al.*, 2009; Bedoya, *et al.*, 2021), areniscas y sedimentos marinos de plataforma y turbidíticos cretácicos (Mendoza-Rosales, 2010), e intrusivos volcánicos y derrames de lava andesíticos cenozoicos (Martiny *et al.*, 2000). La distribución de estos grupos está controlada por rasgos tectónicos heredados del basamento cristalino, quedando restringidas las rocas del primer y segundo grupo a zonas centrales de menor elevación y las rocas carbonatadas a las partes norte y oeste de mayor elevación.

Los sitios de muestreo se seleccionaron con base a un mapa litoestratigráfico-estructural (en proceso de publicación) y las diferencias fisiográficas de la zona. Estos, en campo se describieron utilizando los materiales y procedimientos indicados en el manual de descripción de suelos de Siebe y colaboradores (2016). Complementariamente, las mediciones de pH y conductividad eléctrica y de las muestras de suelo fueron medidas en una relación 1:2.5 mediante potenciometría. Las propiedades de cada perfil permiten generar una base de datos para establecer diferencias y la clasificación de los suelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La litosecuencia resultante compara de manera gráfica la relación entre suelos, litología y fisiografía (Fig. 1). Los suelos desarrollados en rocas calcáreas se ubican al oeste de la localidad, en el cerro del Yiltpec, dicha litología se encuentra en posiciones tanto de superficie cumbral como de ladera. Los suelos en esta sección se caracterizaron por colores oscuros, texturas franco-arcillosas, alto contenido de carbonatos y niveles de pH neutros. Los ubicados en la superficie cumbral fueron los menos desarrollados con 15 cm de profundidad con solo un horizonte C; por otra parte, los de las laderas presentaron un desarrollo medio con profundidades de 30 a 40 cm y horizontes A, B y C.

Figura 1. Litosecuencia de Los Reyes Metzontla, Puebla.

Siguiendo la dirección NE de la litosecuencia, los suelos señalados a continuación corresponden a los descritos sobre granitoides ubicados en la ladera y piedemonte del cerro Yiltepec y cerro Metzontla. Estos se distinguen por la presencia de arena en todos sus horizontes dando texturas franco-arenosas y areno-arcillosas, con colores de pardo a rojizos. La profundidad promedio de los suelos fue de 30 cm.

Por otro lado, en el fondo del valle se produce un cambio litológico a esquistos, en contraste con los suelos anteriormente descritos, estos presentan texturas con tendencia arcillosa y arcillo-limosa, con profundidades variables desde 30 cm con un solo horizonte C, a 50 cm con Horizontes A, B y C

En el área de estudio aproximadamente 9 km^2 están cubiertos por rocas ígneas desde depósitos piroclásticos diversos hasta diques andesíticos. Los suelos en estos sitios destacan por contar con un rango de profundidades de entre 70 y 105 cm, además de presentar los valores más bajos de pH —entre 5 y 6—. Los colores en los suelos sobre los depósitos volcánicos eran rojizos. Por otra parte, los suelos sobre los diques andesíticos eran en Horizontes superficiales, pardos oscuros y, en Horizontes subsuperficiales, grises.

Los puntos de la localidad en los que aflora un conglomerado rojizo entre la arenisca, caliza y depósitos volcánicos, los suelos presentan colores rojos, con poco desarrollo y una profundidad de 18 cm, pedregosidad de hasta 40% y con presencia solo de Horizontes C. Por último, la litología con más cobertura son las areniscas. Los suelos en esta, tenían una textura similar a los suelos sobre el granitoide, pero con colores pardos y pardo-amarillentos. La profundidad de estos suelos dependía de su posición fisiográfica con variaciones entre 20 a 60 cm; en contrario de la pedregosidad que en su mayoría iba del 30 al 40% del volumen.

Actualmente, no existe un estudio edafológico en específico para la localidad de Los Reyes Metzontla; sin embargo, existen investigaciones que la incorporan dentro de un contexto de análisis a una escala superior. A pesar de que Lopez-Galildo y colaboradores

(2003) realizaron un análisis de la influencia de la vegetación y degradación de suelos a nivel municipio (Zapotitlán Salinas), donde describieron dos suelos en Los Reyes Metzontla. En este trabajo solo reporta los regosoles sobre las areniscas ya que por la escala de detalle y su relación con la vegetación no permite identificar la variabilidad edafología de la localidad.

CONCLUSIONES

El presente trabajo ha permitido reconocer las propiedades de los suelos y su directa correlación con la diversidad geológica en un terreno semiárido. Destaca que las variaciones en la edafología son moldeadas por más de un factor, si bien la litología del área tiene una influencia predominante en las propiedades previamente discutidas del suelo, se observó su formación está moldeada por una compleja interacción de diversos elementos. Las observaciones establecen a su vez, un marco para la comprensión y caracterización de la edafogénesis en terrenos con condiciones climáticas, geológicas y geomorfológicas similares al área de estudio, así como para apoyar en la gestión del uso de suelo en las comunidades aledañas.

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestra profunda gratitud a la Dra. Lucy Mora y al M en C. Mario Cayetano por su guía e instrucción. Además, un inmenso agradecimiento a la Dra. Elisa Fitz, M. en C. Rogelio Hernández, Doña Adela, Don Julián, al Instituto de Geología, ENCiT, Laboratorio de Edafologia Experimental. Su colaboración y apoyo resultaron esenciales para esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

Bedoya, Anaya-Guarneros, Abdullin, Martini, & Solari. (2021). Provenance analysis of the Matzitzi and Agua de Mezquite formations, southern Mexico: Different fluvial successions formed during late Paleozoic and post-Middle Jurassic time along the southernmost North America Pacific margin. Journal of South American Earth Sciences, 105.

Blanco S., R. y J. M. Senciales G. (2001). La influencia de los factores formadores en las variaciones de las características y propiedades de los suelos de los Montes de Málaga. Baetica Est. Art. Geogr. Hist. 23: 9-24.

Centeno-García, Mendoza-Rosales, Silva-Romo. (2009). Sedimentología de la Formación Matzitzi (Paleozoico superior) y significado de sus componentes volcánicos, región de Los Reyes Matzontla- San Luis Atolotitlán, Estado de Puebla. Revista Mexicana de Ciencias Geológicas, 26(1), 18-36.

Elías-Herrera, M., Ortega-Gutiérrez, F., Sánchez-Zavala, J. L., Macías-Romo, C., Ortega-Rivera, A., & Iriondo, A. (2005). La falla de Caltepec: raíces expuestas de una frontera tectónica de larga vida entre dos terrenos continentales del sur de México. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 57(1), 83-109.

García, E. - Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), (1998). 'Climas' (clasificación de Koppen, modificado por García). Escala 1:1000000. México Extraído del Proyecto F047 "Mapas de climas 1:1,000,000 (clasificación Köppen modificado por E. García)".

García, M. (2011). "Etnoecología de los agaves (AGAVACEAE) en la comunidad Gniwa (POPOLOCA) de los reyes Metzontla, Puebla, México". Institución de Enseñanza e Investigación en Ciencias Agrícolas, campus Puebla.

INEGI. (2007). Conjunto de Datos Vectorial Edafológico. Escala 1:250 000 Serie II Continuo Nacional Orizaba.

López-Galindo, F., Muñoz-Iniestra, D., Hernández-Moreno, M., Soler-Aburto, A., del Carmen Castillo-López, M., & Hernández-Arzate, I. (2003). Análisis integral de la toposecuencia y su influencia en la distribución de la vegetación y la degradación del suelo en la Subcuenca de Zapotitlán Salinas, Puebla. Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana, 56(1), 19-41.

Martiny, B., Raymundo, G., Martínez-Serrano, Morán Zenteno, Macías-Romo, & Ayuso, R. (2000). Stratigraphy, geochemistry and tectonic significance of the Oligocene magmatic rocks of western Oaxaca, southern Mexico. Tectonophysics, 318, pp.71-98.

Mendoza-Rosales. (2010). Estratigrafía y Facies de las cuencas Cretácicas del Sur de Puebla y su significado tectónico. [Tesis de Doctorado. Universidad Nacional Autónoma de México].https://www.dgb.unam.mx/

Ortiz, C. A. (2010). Edafología (8.a ed.). Trillas.

SEMARNAT. (2013). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental. Edición 2012. México.

Siebe C., Jahn R., Stahr K. (2016). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en campo. (3.a ed.)

VARIABILIDAD TEMPORAL DE LA TASA DE INFILTRACIÓN DEL SUELO EN UNA CUENCA SEMIÁRIDA DEL DESIERTO CHIHUAHUENSE

Elí Rafael Pérez Ruiz[1]; Dafne Martínez Hernandez[2]; Sergio Alvarado Soto[1]; Enrique R. Vivoni[3]

1. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua, México; 2. Egresada del Programa Licenciatura en Ingeniería Ambiental, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua, México; 3. School of Sustainable Engineering and the Built Environment, Arizona State University, Tempe, AZ, EUA.

RESUMEN

La hidrología de los ecosistemas áridos y semiáridos de la zona del Monzón de Norteamérica está marcada por la variabilidad espacial y temporal en las fuentes de agua y en la disponibilidad de recursos hídricos. La tasa de infiltración del suelo, que define la velocidad a la cual el agua penetra en el suelo, juega un papel crucial en la determinación de la disponibilidad de agua para la vegetación y los flujos de recarga de los sistemas acuíferos. Esta propiedad está influenciada por factores físicos y biológicos, desempeña un papel esencial en la la disponibilidad de agua en el suelo. En este estudio, se midió y analizó la conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) en una pequeña cuenca de primer orden del Desierto Chihuahuense utilizando el método simplificado de Beerkan. Se realizaron mediciones en cuatro muestreos distintos en sitios con presencia y ausencia de vegetación, en las laderas norte y sur de la cuenca. Los resultados mostraron valores de K_{sat} más elevados en sitios con vegetación, tanto en promedio general como entre muestreos. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en promedios generales entre laderas y entre muestreos. La información recopilada y los análisis comparativos realizados hasta el momento demuestran el rol significativo de la vegetación en el valor promedio de K_{sat}, sin embargo, muestreos y análisis adicionales aún son necesarios para establecer si existe un rol de la estacionalidad y uso de suelo en el comportamiento de K_{sat}.

INTRODUCCIÓN

El Monzón de Norteamérica (NAM) es un fenómeno climático estacional que juega un papel esencial en la regulación de las precipitaciones en el suroeste de los Estados Unidos y el noroeste de México durante los meses de julio a septiembre, donde contribuye a más del 70% del total de precipitación anual (Adams y Comrie, 1997). En esta zona, las fluctuaciones estacionales en la disponibilidad de agua son una constante y modula la respuesta del ecosistema, influyendo en la recarga de acuíferos, la formación de escorrentías y el reverdecimiento de la vegetación, ejerciendo un control crítico sobre el clima y la hidrología de la región.

La hidrología de los ecosistemas áridos y semiáridos de esta región está marcada por la variabilidad espacial y temporal en las fuentes de agua y en la disponibilidad de

recursos hídricos (Schreiner-McGraw y Vivoni, 2017). En la partición hidrológica, la infiltración del suelo, que define la velocidad a la cual el agua penetra en el suelo, juega un papel crucial en la determinación de la disponibilidad de agua para la vegetación y los flujos de recarga de los sistemas acuíferos. La variabilidad temporal de la tasa de infiltración se convierte en una piedra angular para comprender la interacción entre los ciclos hidrológicos y los procesos ecológicos en regiones áridas y semiáridas (Scanlon et al., 2006).

La conductividad hidráulica saturada (K_{sat}) del suelo, una propiedad fundamental que refleja su capacidad para transmitir agua, añade una dimensión adicional a la variabilidad de la infiltración. Esta propiedad, influenciada por factores físicos (como textura y porosidad del suelo) y biológicos, desempeña un papel esencial en la regulación de la tasa de infiltración y la disponibilidad de agua en el suelo. Esta es una variable dinámica y altamente influenciada por factores físicos y biológicos, que cambian a lo largo del tiempo y del espacio (Durner, 1994).

Este trabaja proporcionará una comprensión más clara de los cambios y mecanismos de infiltración a lo largo del año, que puede contribuir a parametrizar mejor la infiltración en los modelos hidrológicos. Un mejor conocimiento de cómo la infiltración influye en la distribución del agua y en la vitalidad del ecosistema, puede contribuir a una toma decisiones más informada y estratégica en la conservación del agua y la preservación del hábitat en esta región característica del paisaje norteamericano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio de estudio.

Este estudio se llevó a cabo en una cuenca experimental de primer orden de aproximadamente 4.7 ha ubicada en *Jornada Experimental Range* (JER) al sur de Nuevo México, EE. UU. El sitio se encuentra en el piedemonte de las montañas de San Andrés. El clima se clasifica como desierto frío (BWk), con una precipitación media anual de 277.9 mm y una temperatura media anual de 17.9°C. El sitio es un matorral mixto del Desierto de Chihuahua, con dominado por gobernadora (*Larrea tridentata*) y mezquite (*Prosopis glandulosa*) (Schreiner-McGraw et al., 2016; Pérez-Ruiz et al., 2022), y se compone de ~4 % de pastos, ~30 % de arbustos y ~66 % de suelo desnudo, con textura de suelo franco arenoso con un alto contenido de grava y una capa de $CaCO_3$ a una profundidad de ~40 cm (Anderson & Vivoni, 2016).

Mediciones de Conductividad Hidráulica Saturada (K_{sat})

La tasa de infiltración del suelo en forma de K_{sat} se midió experimentalmente en dieciséis sitios de superficie con vegetación (VS) y dieciséis sitios de superficie descubierta (BS) en cuatro muestreos distintos durante los meses de diciembre de 2022 y marzo, mayo y junio de 2023. Los sitios se distribuyeron en 8 ubicaciones en una ladera norte y 8 ubicaciones en una ladera sur, con un sitio VS y un BS en cada una de las ubicaciones. Los sitios VS se dividieron por tipo de arbusto, con ocho sitios de

gobernadora y ocho sitios de mezquite. Los sitios VS se ubicaron aproximadamente a 10-15 cm de la porción más densa del dosel arbustivo, y los sitios BS se ubicaron aproximadamente a 50 centímetros de los sitios VS, de modo que estaban fuera del dosel arbustivo en áreas sin vegetación.

K_{sat} se midió utilizando el método simplificado de Beerkan (Bagarello et al., 2017), utilizando un infiltrómetro de PVC de un solo anillo con 89 mm de diámetro interior. Se insertó un dispositivo en el suelo de cada sitio a ~1 cm de profundidad. Se vertió un volumen conocido de agua en el anillo tratando de alterar lo menos posible la estructura del suelo e inmediatamente después del llenado se puso en marcha un cronómetro. Cada vez que el volumen de agua vertido se infiltraba completamente en el suelo, se rellenaba de nuevo y se registraba el tiempo de infiltración. Este proceso continuó hasta que tres mediciones de tiempo estuvieran dentro de aproximadamente 10% entre sí, lo que se tomó como la fase de estado estacionario de la prueba.

Con los datos recopilados, se representó el volumen acumulado de agua infiltrada en el suelo frente al tiempo. La pendiente de esta línea, determinada mediante regresión lineal, se tomó como la tasa de infiltración en estado estable (i_{sat}). La ecuación de infiltración de Beerkan en estado estable, tal como la utilizan Bagarello et al. (2017), se expresa como:

$$K_{sat} = \frac{i_{sat}}{\frac{\gamma\gamma_w}{r\alpha *} + 1}$$

Donde γ y γ_w son valores constantes tomados como 0,75 y 1,818, respectivamente; r, el radio interior del infiltrómetro en milímetros; y α*, otro valor constante tomado como 0,012 para aplicaciones de campo, con unidades de mm (Bagarello et al., 2017). Estos valores se utilizaron para calcular K_{sat}, en mm/h. Adicionalmente, se compararon los valores promedio de K_{sat} para VS vs BS, ladera Norte vs ladera Sur, entre meses y entre VS vs BS de cada muestre.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Los resultados arrojaron un valor promedio de K_{sat} de 35.9 ± 32.5 mm hr^{-1} para la totalidad del periodo de muestreo, con un valor promedio de 55.6 ± 35.5 mm hr^{-1} para VS y 16.3 ± 9.1 mm hr^{-1} para BS, siendo la tasa de infiltración promedio de VS tres veces más alta que BS. El comportamiento de VS y BS fue similar en las laderas, teniendo un K_{sat} promedio de 32.0 ± 32.2 mm hr^{-1} para Norte y 39.9 ±32.5 mm hr^{-1} para Sur. VS tuvo valores de 49.9 ±37.3 mm hr^{-1} en Norte y 61.3 ± 33.2 mm hr^{-1} en Sur, mientras que BS tuvo 14.1 ± 7.9 mm hr^{-1} en Norte y 18.4 ± 9.8 mm hr^{-1} en Sur. En general, la ladera Sur tuvo valores más altos de infiltración que en ladera Norte.

Figura 2. Valores promedios de K_{sat} para cada sitio y tipo de vegetación durante los cuatro muestreos.

La Figura 2 muestra los valores promedios de VS y BS para cada sitio (separados por ladera) durante los cuatro muestreos realizados. El valor promedio de K_{sat} para la cuenca tuvo valores de 29.4 ± 27.9, 30.0 ± 23.9, 37.3 ± 26.1 y 47.0 ± 45.7 mm hr^{-1} para diciembre, marzo, mayo y junio respectivamente. Similar a los promedios por cuenca, en todos los casos los valores promedio de K_{sat} para VS fueron mayores a BS. VS tuvo valores de 47.6 ± 29.2, 43.5 ± 27.3, 56.0 ± 24.0 y 75.4 ± 49.7 mm hr^{-1} para diciembre, marzo, mayo y junio respectivamente, mientras que BS tuvo valores promedios de 11.2 ± 7.0, 16.6 ± 6.9, 18.7 ± 9.6 y 18.5 ± 10.9 mm hr^{-1} para los mismos meses.

Los análisis estadísticos comparativos (Figura 3) mostraron que existe una diferencia estadísticamente significativa entre el valor promedio de K_{sat} de VS y BS para toda la cuenca, y el valor promedio de K_{sat} de VS y BS en cada uno de los meses muestreados. Esto sería un indicativo importante de que la presencia de la vegetación tiene un papel fundamental en el valor de K_{sat}. Sin embargo, no se encontraron diferencias

estadísticamente significativas entre los valores promedio entre laderas Norte y Sur y entre muestreos. La información recopilada y los análisis comparativos realizados hasta el momento demuestran el rol significativo de la vegetación en el valor promedio de K_{sat}, sin embargo, muestreos y análisis adicionales aún son necesarios para establecer si existe un rol de la estacionalidad y uso de suelo en el comportamiento de K_{sat}.

Figura 3. Diagramas de caja mostrando los análisis comparativos de VS vs BS (superior izquierda), Norte vs Sur (superior derecha), entre cada muestreo (inferior izquierda) y entre VS y BS para cada muestreo (inferior derecha. * denota una diferencia estadísticamente significativa entre VS y BS.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos demuestran que el método simplificado de Beerkan es una muy buena opción para la obtención experimental de K_{sat} en campo. No se encontraron diferencias significativas entre laderas y entre muestreos para el mismo tipo de uso de suelo, sin embargo, se encontraron diferencias significativas en los valores de K_{sat} entre VS y BS para todo el período de muestreo y en cada uno de los muestreos. Análisis adicionales son necesarios aún para establecer diferencias más claras.

BIBLIOGRAFÍA

Adams, D. K., & Comrie, A. C. (1997). The north American monsoon. Bulletin of the American Meteorological Society, 78(10), 2197-2214.

Anderson, C. A., & Vivoni, E. R. (2016). Impact of land surface states within the flux footprint on daytime land-atmosphere coupling in two semiarid ecosystems of the Southwestern US. Water Resources Research, 52(6), 4785-4800.

Bagarello, V., Di Prima, S., & Iovino, M. (2017). Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. Geoderma, 303, 70-77.

Durner, W. (1994). Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water resources research, 30(2), 211-223.

Pérez-Ruiz, E. R., Vivoni, E. R., & Sala, O. E. (2022). Seasonal carryover of water and effects on carbon dynamics in a dryland ecosystem. Ecosphere, 13(7), e4189.

Scanlon, B. R., Keese, K. E., Flint, A. L., Flint, L. E., Gaye, C. B., Edmunds, W. M., & Simmers, I. (2006). Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. Hydrological Processes: An International Journal, 20(15), 3335-3370.

Schreiner-McGraw, A. P., Vivoni, E. R., Mascaro, G., & Franz, T. E. (2016). Closing the water balance with cosmic-ray soil moisture measurements and assessing their relation to evapotranspiration in two semiarid watersheds. Hydrology and Earth System Sciences, 20(1), 329-345.

Schreiner-McGraw, A. P., & Vivoni, E. R. (2017). Percolation observations in an arid piedmont watershed and linkages to historical conditions in the Chihuahuan Desert. Ecosphere, 8(11), e02000.

VEGETACIÓN DE SELVA MEDIANA SUBCADUCIOLIA EN EL SUR DE YUCATAN, UN IMPORTANTE SUMIDERO DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

José Alberto Gío-Trujillo[1*]; Juan Jiménez-Osornio[2]; Héctor Estrada-Medina[2].

[1]Tecnológico Nacional de México, campus Conkal, Avenida Tecnológico s/n C.P. 97345, Conkal, Yucatán, México, *DD20800277@conkal.tecnm.mx. [2]Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Campus de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Carretera Mérida-Xmatkuil Km 15.5.

RESUMEN

Las selvas tropicales se consideran el ecosistema de mayor relevancia en cuanto a la dinámica del carbono orgánico edáfico. Esto por medio de un equilibrio entre las reservas de COS (pérdidas/liberación y acumulación). Esta importancia radica en la acumulación y degradación de hojarasca (materia orgánica) propia de este tipo de vegetación, clave en el ciclaje de nutrientes y acumulación de carbono en el suelo edáfico. El presente objetivo del estudio fue determinar el contenido de COS en parches de vegetación del tipo de selva mediana subcaducifolia en el municipio de Tzucacab, Yucatán. El estudio consistió en colectar 12 muestras por cada sitio de estudio (36 muestras totales) a una profundidad de muestreo de 0-20 cm. Los muestreos se realizaron durante la época de seca y lluvia. El carbono orgánico total (COT) se determinó por medio del método de digestión húmeda+colorimetría. El contenido más alto de COS en los sistemas evaluados se registró durante la época de lluvia en los sitios de selva mediana subcaducifolia-1 y selva mediana subcaducifolia-2, con valores de 6.98±1.60 y 6.98±3.01 g de c kg^{-1}, respectivamente. En relación al periodo de muestreo, la época lluvia presentó diferencias estadísticas en comparación a la época de seca, representando la época con mayores aportes de acumulación de C edáfico en este tipo de ecosistema. En general, los datos presentados en este estudio contribuyen a la compresión de la importancia de estos ecosistemas y su conservación, como una herramienta crucial en la dinámica y acumulación de C en los suelos tropicales.

PALABRAS CLAVE: *Ecosistema natural; Selva tropical; Reservorio de carbono; Cambio climático*

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales ecosistemas terrestres con potencial en el secuestro de carbono (C) son las selvas tropicales. Ecosistemas claves y fundamentales en los diferentes ciclos biogeoquímicos y servicios ambientales del planeta (Burbano-Orjuela, 2018). México es considerado un país de alta diversidad en ecosistemas vegetales, siendo la vegetación baja caducifolia y mediana caducifolia la de mayor representación (Ellis *et al.,* 2020). No obstante, la transformación de su paisaje principalmente por la reducción de la cobertura vegetal y forestal en las selvas tropicales derivada de actividades antropogénicas se considera la principal causante del cambio climático y pérdidas de C a

la atmosfera. En Yucatán, cerca del 0.44 % de afectación en ecosistemas naturales, las selvas bajas caducifolias (SBC) y mediana caducifolia (SMC) son los tipos de vegetación con mayor fragmentación (Durán-García-García-Contreras, 2011). El estudio tuvo el objetivo fue determinar el contenido de COS en parches de selva mediana subcaducifolia localizados en Tzucacab, Yucatán, en muestreos realizados a una profundidad de 0-20 cm, durante dos épocas de muestreo (lluvia y seca).

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el estudio se seleccionaron seis parches de vegetación de selva mediana subcaducifolia (SMSC), localizados en tres comisarias (Noh-Bec, Tzucacab y Piste Akal del municipio de Tzucacab, Yucatán (Figura 1). El suelo predominante en las zonas de estudio corresponde a suelo del tipo Luvisol (LV) (Zúñiga *et al*., 2015).

Los parches de vegetación correspondiente a una zona de selva del tipo selva mediana subcaducifolia. Presentan un manejo de conservación y protección bajo el pago de servicios ambientales hidrológicos apoyado por la PRONAFOR (Programa Nacional Forestal) o Programa Apoyos para el Desarrollo Forestal Sustentable. Los sitios seleccionados corresponden a una selva tropical madura, con una antigüedad mayor a los 80-100 años desde su ultimo barbecho.

Para la toma de muestras se desarrolló un muestreo aleatorio (Bautista et al., 2011), colectando un total de 36 muestras (12 muestras X 3 sitios=36 muestras) a una profundidad de 0-20 cm, durante dos periodos de tiempo (época de seca y época de lluvia). Las muestras fueron secados a 16-18 °C tamizadas a 2 mm.

El carbono orgánico total (COT) se determinó por medio del método de digestión húmeda (oxidación del C) (Walkley y Black, 1934), empleando un factor de corrección 1.298. Posteriormente, se empleó el método de colorimetría de Anderson e Ingram, (1993), utilizando un espectrofotómetro UV-Visible doble haz, THERMO SCIENTIFIC (GENESYS™10S).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido más alto de COS en los sistemas evaluados se registró en los sitios de SMSC-1y SMSC-2, observados durante la época de lluvia. No obstante, no se presentaron diferencias estadísticas significativas por sitio (Cuadro 1).

Figura 1. Puntos de muestreo en el estudio.

Cuadro 1. Carbono orgánico del suelo (g de c kg^{-1}) en parches de vegetación de selva mediana subcaducifolia en Tzucacab, Yucatán.

ID del sistema	Periodo de muestreo	COT Media±D.E
SMSC-1	Lluvia	6.98±1.60
	secas	4.99±1.56
SMSC-2	Lluvia	6.98±3.01
	secas	4.06±2.47
SMSC-3	Lluvia	5.52±2.53
	secas	4.57±1.63

COT=Carbono Orgánico Total; SMSC=Selva mediana subcaducifolia

Por lo contario, entre época de muestreo se observaron diferencias estadísticas (P>0.004), registrando una mayor acumulación de carbono orgánico del suelo durante la época de lluvia en comparación a los muestreos realizados en época seca (Figura 2). Esto concuerda con Dai *et al.* (2014) y Arellano-Martín *et al.* (2022), señalan en estudios realizados en Yucatán en vegetación de selva mediana subcaducifolia, los flujos de COS aumentan conforme se registró mayores índices de precipitaciones. Esta tendencia se observa posiblemente en relación que a mayor crecimiento de biomasa aérea de la vegetación leñosa que componen, estos sistemas aportan mayores índices de C al suelo (Kume *et al*., 2013). La Comisión para la Cooperación Ambiental (CCN, 2014), observó en la reserva Kaxil Kiuic, reserva biocultural con selva tropical semideciduo en Ozkutcab, Yucatán, una variación en concentración de C fuertemente relaciona con factores como el grado perturbación del ecosistema y la humedad del suelo (regulada por las precipitaciones). Asimismo. Señalan que la edad de la vegetación es un factor que puede explicar el aumento temporal de las concentraciones de C en el suelo, al registrar una correlación positiva (R^2=0.65) del COS, incrementando conforme aumenta la edad en los sitios estudiados, que van desde los 7 a 74 años. Esto lo menciona, Galicia *et al.,* (2016), quienes señalan que la recuperación de los niveles de C ésta fuertemente relacionada con el incremento de la biomasa aérea que posteriormente determina un mayor ingreso de residuos orgánicos.

Figura 1. Carbono orgánico total por época de muestreo. Medias± D.E; Literales en común no presentan variaciones significativas (p≤0.05).

Cabe señalar que la estacionalidad climática puede explicarnos el almacenamiento de carbono en periodos largos en relación a la temperatura/precipitación media anual (Campo *et al.,* 2016). Durante periodos secos (época de seca) las altas temperaturas reducen el crecimiento de las plantas, el suelo presenta menor humedad, aumenta la tasa de materia orgánica procedente de la vegetación caducifolia y se acelera la descomposición de la materia orgánica por la aireación del suelo (Arellano-Martín *et al.,* 2022). Mientras tanto en climas húmedos (mayores precipitaciones) o época de lluvia se presentan suelos con buena humedad que permiten menor espacio poroso o ausencia de O_2 (reducción de oxígeno) en los poros del suelo, permitiendo una mayor acumulación de materia orgánica, descomposición y contenido de carbono orgánico en la parte superficial del perfil del suelo, los primeros 10 cm del suelo (Campo *et al.,* 2016).

CONCLUSIONES

Los resultados presentados en este trabajo contribuyen en el entendimiento de la importancia en la conservación de los ecosistemas como una herramienta clave en las propuestas para combatir el cambio climático y fomentar las reservas de carbono del suelo. Asimismo, exploran el papel que juegan las selvas tropicales como importantes sumideros de C edáfico y los factores que influyen en su acumulación.

BIBLIOGRAFIA

Anderson, JM., y Ingram, JSI. (1993). Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods. *2nd* ed. CAB International. Wallingford, UK.

Arellano-Martín, F., Dupuy, J. M., Us-Santamaría, R., & Andrade, J. L. (2022). Soil CO2 efflux fluctuates in three different annual seasons in a semideciduous tropical forest in Yucatan, Mexico. *Terra Latinoamericana* 40, 1-12.

Bautista, F., Palacio, J. L., & Delfín, H. (2011). Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Cap. II. Ambiente. Suelos. En: Técnicas de *muestreo para manejadores de recursos naturales. 2da edición*.

Burbano-Orjuela, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas* 35(1), 82-96.

Campo, J., García-Oliva, F., Navarrete Segueda, A., & Siebe, C. (2016). Almacenes y dinámica del carbono orgánico en ecosistemas forestales tropicales de México. *Terra Latinoamericana*. Vol-34 (1), 31-37.

CCA. (2014), Evaluación de la dinámica del carbono en el bosque tropical semideciduo de la península de Yucatán, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 48 p.

Dai, Z., Birdsey, RA., Johnson, KD., Dupuy, J. M., Hernández-Stefanoni, J. M. & Richardson, J. (2014). Modeling Carbon Stocks in a Secondary Tropical Dry Forest in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Water Air Soil Pollut* 225, 19-25.

Durán-García, R., & García-Contreras, G. (2011). Distribución espacial de la vegetación. En: *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Durán R. y M. Méndez (Eds). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp 131-135.

Ellis, E. A., Navarro-Martínez, A., García Ortega, M., Hernández-Gómez, I.., Chacón-Castillo, D. (2020). Forest cover dynamics in the Selva Maya of Central and Southern Quintana Roo, Mexico: deforestation or degradation? *Journal of Land Use Science* 15, 25-51.

FAO. (2017). Soil carbon sequestration for impoved land management. World soil report. Rome. 58 p. http://www.fao.org/WAICENT/FAOINFO/AGRICULT/AGL/agll/globdir/index.htm. (Consultado el 15 de enero de 2019).

Flores-Guido, J. S., Durán-García, R., & Ortiz-Díaz, J. J. (2010). Comunidades vegetales terrestres. En: *Biodiversidad y Desarrollo Humano en Yucatán*. Durán R. y M. Méndez (Eds). CICY, PPD-FMAM, CONABIO, SEDUMA. pp 125-129.

Galicia, L., Gamboa, A. M., Silke, C., Chávez, B., Vergara, V., Ramírez, P., Saynes, V., & Siebe, C. (2016). Almacén y dinámica del carbono orgánico del suelo en bosques templados de México. *Terra Latinoamericana* 34, 1-29.

Kume, T., Tanaka, N., Yoshifuji, N., Chatchai, T., Igarashi, Y., Suzuki, M., & Hashimoto, S. (2013). Soil respiration in response to year-to-year variations in rainfall in a tropical seasonal forest in northern Thailand. *Ecohydrology* 6(1), 134-141

Walkley, A. y Black, IA. (1934). An Examination of Method for Determining Soil Organic Matter and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. *Soil Science.* 37:29-37.

Zúñiga, F. B., Martínez, O. F., Ihl, T., Duarte, Y. A. (2015). Actualización del mapa de suelos del estado de Yucatán México: enfoque geomorfopedológico y WRB. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 2(6) 303-315.

PATRONES ESPACIALES DE LA DEMANDA SOCIOCULTURAL Y LA OFERTA BIOFÍSICA DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS VINCULADOS AL SUELO EN BOSQUES TROPICALES

Aline Pingarroni[1*]; Armando Navarrete-Segueda[1]

[1]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, 58190, Morelia, Michoacán, México. *a_pingarroni@cieco.unam.mx

RESUMEN

Los suelos de los bosques tropicales son capaces de ofrecer múltiples beneficios para las personas, también llamados servicios ecosistémicos del suelo (SES). Para comprender el valor multidimensional de los SES, realizamos análisis espacialmente explícitos de la demanda sociocultural y la oferta biofísica en Marqués de Comillas, Chiapas. Para ello utilizamos dos escalas (ejido y región) y seleccionamos dos SES; regulación de la fertilidad del suelo y regulación del almacenamiento de agua en el suelo. Evaluamos la demanda con talleres y entrevistas, en los que capturamos las razones de importancia de los SES y con ejercicios de mapeo participativo identificamos las áreas relevantes. Obtuvimos mapas de los patrones espaciales percibidos y las razones de importancia. Para la oferta, utilizamos las funciones de pedotransferencia como herramienta de modelación espacial. Para la demanda encontramos que las percepciones espaciales sobre los SES están asociadas con las zonas colindantes a los ríos. Mientras que las razones de importancia con el mantenimiento de los medios de vida de las personas. Para la oferta identificamos la profundidad efectiva del suelo como variable clave para la modelación espacial. Mientras que los patrones espaciales de la oferta están asociados con el material parental de los suelos independientemente de la cobertura y uso de suelo. Encontramos que los mapas de la oferta son más detallados a nivel regional y los de la demanda a nivel ejidal. Discutimos el uso de estos resultados como herramientas participativas para el diseño de estrategias de conservación y manejo sostenible de los bosques tropicales.

PALABRAS CLAVE: *Paisajes tropicales; Mapeo participativo; Modelación espacial; Selva Lacandona; Valoración muldimensional*

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales desafíos para el manejo sustentable de los bosques tropicales es el análisis del valor multidimensional de los servicios ecosistémicos del suelo (SES) (Rodrigues *et al*., 2021). Es decir, el uso de un enfoque sociológico que integren la complejidad de los componentes de la dimensión social y la dimensión biofísica de los bosques tropicales (Bennett *et al*., 2009; Resilience Alliance, 2007). La integración de ambas dimensiones destaca que el estado de un servicio ecosistémico no solo depende de las propiedades del ecosistema, sino también de las necesidades sociales (Crossman *et al*., 2012; García-Llorente *et al*., 2015).

La dimensión social puede ser analizada a través de la demanda sociocultural y se define como la diversidad y la cantidad de servicios que se utilizan, consumen o valoran en un espacio y tiempo determinado (Wolff *et al*., 2015). Esta perspectiva ofrece la oportunidad de entender desde un enfoque no monetario las diferentes percepciones y razones de valor que las personas tiene sobre los servicios ecosistémicos (Arias-Arévalo *et al*., 2017). Por otro lado, las herramientas de mapeo participativo permiten generar mapas capaces de vislumbrar las percepciones espaciales que las personas tienen sobre los servicios ecosistémicos en su territorio (Karimi *et al*., 2020).

La dimensión biofísica puede ser abordada a través del análisis de la oferta de servicios ecosistémicos que es definida como la capacidad de un área para suministrar servicios en un tiempo determinado (Raudsepp-Hearne *et al*., 2010). El suministro de servicios está estrechamente relacionado con las condiciones geobiofísicas, estructura, procesos y funciones del ecosistema, pero también con factores antropocéntricos vinculados a la pérdida de biodiversidad. Las herramientas de modelación espacial permiten visualizar los patrones espaciales de la oferta biofísica, desafortunadamente, pocos estudios incluyen los servicios ecosistémicos vinculados al suelo en sus evaluaciones y con menos frecuencia a escala local y con una resolución fina (Kandziora *et al*., 2013).

A medida que buscamos oportunidades para el manejo sostenible de los paisajes tropicales, es crucial comprender la capacidad de los suelos para ofrecer servicios ecosistémicos y entender sus vínculos con el bienestar de las comunidades que lo habitan. La región de Marqués de Comillas (MdC) representa una excelente oportunidad para explorar esta problemática debido a su heterogeneidad biofísica y social. Esta región es representativa, en muchos aspectos, de los paisajes que se encuentran en los trópicos húmedos del mundo y, en particular, de los trópicos latinoamericanos. En este estudio, se propuso (i) caracterizar los patrones espaciales de la demanda sociocultural de los servicios ecosistémicos del suelo y (ii) caracterizar los patrones espaciales de la oferta biofísica de los servicios ecosistémicos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio**.** La región de Marqués de Comillas (MdC) forma parte de la Selva Lacandona y se encuentra en el estado de Chiapas en la frontera entre México y Guatemala. La región comprende los municipios de Marqués de Comillas, Benemérito de las Américas y uno de los ejidos del municipio de Ocosingo, así como el extremo sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBM-A). En 1970 a través del reparto agrario familias provenientes de distintos sitios de México migraron y se establecieron en la región (De Vos, 2005).

Aproximación metodológica

Demanda. El enfoque metodológico incluyó la recolección de datos a escala regional como ejidal a través de talleres y entrevistas cara a cara, respectivamente. A escala regional, se realizaron un total de siete talleres participativos en 2018, un taller en cada ejido (El Pirú, Loma Bonita, Quiringuícharo y Reforma Agraria).

Los talleres y entrevistas se dividieron en dos etapas: (1) conocer las razones asociadas con la importancia atribuida a los SES; y (2) mapeo participativo de los SES. Etapa 1. Se les pidió a los participantes que explicaran las razones que respaldan la importancia de SES y se registró cada una de las razones dadas. Etapa 2. Se realizaron ejercicios de mapeo participativo utilizando un mapa impreso de la región de Marqués de Comillas (para los talleres) y de cada ejido (para las entrevistas individuales). Primero, encerraron en un círculo las áreas más significativas para ese servicio ecosistémico. Luego, para cada una de las áreas encerradas en un círculo, distribuyeron un total de 50 frijoles entre las áreas. Cuanto más relevante consideraban que era el área para un servicio determinado, mayor era el número de frijoles.

Para obtener los mapas de patrones espaciales percibidos, se fotografiaron cada mapa resultante. En primer lugar, se georreferenciaron estas imágenes y se convirtieron las áreas dibujadas por los participantes en polígonos digitalizados. Para calcular el valor relativo de la contribución de cada píxel, se asignó el número de frijoles a cada polígono. En segundo lugar, se rasterizaron los polígonos y se asignó a cada píxel el valor de contribución calculado para cada polígono. En tercer lugar, se realizó una sumatoria raster de todos los píxeles que se superpusieron espacialmente para cada servicio. Finalmente, se normalizaron los valores (intervalo 0-1).

Oferta. En este estudio se utilizó como herramienta de modelación la evaluación de funciones de pedotransferencia para mapear fertilidad del suelo y retención de agua en el suelo que fueron seleccionados debido a su importancia para las comunidades locales (Calzolari *et al*., 2016). Con estos métodos se obtuvieron mapas rasters a escala local (3,556 km^2) y con una resolución espacial fina (tamaño de píxel 225 m^2).

La estimación de la oferta potencial de los SES se realizó a partir de funciones del suelo en específico funciones de pedotransferencia, basadas en el marco metodológico de Calzolari *et al*., (2016) pero con adaptaciones al contexto ecológico local. La información se integró por horizonte dentro de la profundidad efectiva para ser comparada entre unidades de paisaje. En campo, se cavaron calicatas de suelo a lo largo de las unidades para la descripción y muestreo de suelo dentro de la profundidad efectiva (es decir, en la capa del suelo en la que las raíces de las plantas pueden crecer y extraer nutrientes y agua de manera efectiva) (Siebe *et al*., 2006), los fragmentos gruesos (pedregosidad) en cada horizonte.

Cada servicio fue descrito a través de indicadores, las ecuaciones propuestas por Calzolari *et al*., (2016) fueron ajustadas para las características especificas de los suelos de la región estudiada. Para estimar la regulación en la fertilidad del suelo se seleccionó el índice de PRO (provisión de potencial del suelo para producir alimentos y fibras) y para

la regulación en la retención de agua en el suelo se utilizó el índice WAS (almacenamiento de agua en el suelo).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Demanda. Los mapas regionales y ejidales de la demanda de servicios ecosistémicos no lograron captar la importancia de la RBM-A para la provisión de servicios del suelo (Figuras 1 y 2). Estos resultados demuestran una desconexión entre los habitantes de la Región de Marqués de Comillas, influyendo así en las percepciones locales con respecto a la variedad de beneficios que la RBM-A brinda a las personas. Esto puede deberse a las estrategias de conservación de la Reserva que se han diseñadas pensando en proteger la biodiversidad de una mayor expansión agrícola limitando el acceso de los habitantes de MdC (Durand *et al*., 2014). Para la zona transformada a escala regional, pero sobre todo a escala ejidal, los patrones de los servicios ecosistémicos del suelo fueron más detallados y están vinculados a las zonas colindantes a los ríos, mismas zonas que son utilizadas para la agricultura de temporal (e.g., maíz y frijol). Por otro lado, las razones otorgadas a los diferentes servicios ecosistémicos vinculados al suelo están estrechamente relacionadas con las características de los medios de vida de los habitantes de MdC. Al igual que en otras partes de México (Casas *et al*., 2016), los habitantes de MdC priorizaron servicios del suelo por su importancia en actividades agrícolas y ganaderas. También representa un apoyo económico y un bien a la salud al no utilizar fertilizantes químicos.

Oferta. Los patrones espaciales y la intensidad en la oferta mostraron una visión amplia y completa de la región sobre el potencial en la provisión de servicios del suelo. Además, mostró que los patrones espaciales de estos servicios están fuertemente relacionados con el material parental de los suelos, independientemente de la cobertura y uso de suelo, como es el caso de otros servicios ecosistémicos (Martínez-Harms *et al*., 2016). Esto se observa en el hecho de que los valores más altos de suministro de SES se encuentran en suelos profundos derivados de materiales aluviales (cerca del río Lacantún), seguidos de suelos asociados con roca caliza. Así, por ejemplo, los suelos con mayor capacidad para el suministro de servicio fueron aquellos donde existen altas concentraciones de carbono orgánico y nitrógeno (e.g., suelos aluviales y kársticos), aunque los suelos kársticos tienen limitaciones relacionadas con la alta pedregosidad y poca profundidad de los suelos. Por el contrario, los suelos con menor capacidad para el suministro de servicios se presentan en suelos derivados de areniscas, los cuales tienen bajos contenidos de nutrientes, mayor contenido de arenas en la fracción mineral y una alta saturación de aluminio.

CONCLUSIONES

La identificación de patrones espaciales de la demanda y la oferta de servicios ecosistémicos y biodiversidad proporciona una base sólida para incorporarse en el diseño de estrategias de conservación y planificación de manejo de paisajes tropicales. Estos resultados marcan un precedente en el estudio de las relaciones entre las personas y el suministro de servicios ecosistémicos del suelo en bosques tropicales. Ya que por un lado

fue posible captar la complejidad de las percepciones espaciales de los habitantes y por otro lado se obtuvieron modelos espaciales robustos y mapas individuales detallados.

Se encontraron diferencias en los patrones espaciales de la oferta y la demanda debido a las decisiones de conservación restrictiva de la RBM-A. Estos resultados y reflexiones brindan oportunidades para el diseño conjunto de estrategias al ser materiales espacialmente explícitos y que junto con los resultados de otras investigaciones socioecológicas de la región, pueden ser utilizados como herramientas transdisciplinarias para resolución de conflictos en la región.

Figura 1. Relación entre demanda y oferta de los servicios de regulación de la fertilidad del suelo y regulación del almacenamiento de agua en el suelo en la región de Marqués de Comillas, Chiapas.

Figura 2. Relación entre demanda y oferta de los servicios regulación de la fertilidad del suelo y regulación del almacenamiento de agua en el suelo, en los ejidos: El Pirú, Loma Bonita, Reforma Agraria y Quiringuicharo.

BIBLIOGRAFÍA

Arias-Arévalo, P., Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E. (2017). Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-ecological systems. *Ecology and Society*, *22*(4), art43. https://doi.org/10.5751/ES-09812-220443

Bennett, E. M., Peterson, G. D., Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, *12*(12), 1394–1404. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x

Calzolari, C., Ungaro, F., Filippi, N., Guermandi, M., Malucelli, F., Marchi, N., Staffilani, F., Tarocco, P. (2016). A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. *Geoderma*, *261*, 190–203. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.013

Casas, A., Moreno-Calles, A. I., Vallejo, M., Parra, F., Torres-Guevara, J. (2016). Domesticación en el Continente Americano. En A. Casas, J. Torres-Guevara, y F. Parra (Eds.), *Domesticación en el Continente Agarmericano*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad. https://doi.org/10.22201/iies.0000001p.2016

Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S. (2012). Quantifying and mapping ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services y Management*, *8*(1–2), 1–4. https://doi.org/10.1080/21513732.2012.695229

De Vos, J. (2005). *Viaje al Desierto de la Soledad: un retrato hablado de la Selva Lacandona, México*. Centro de investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social.

Durand, L., Figueroa, F., Trench, T. (2014). Inclusion and Exclusion in Participation Strategies in the Montes Azules Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. *Conservation and Society*, *12*(2), 175. https://doi.org/10.4103/0972-4923.138420

García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Willaarts, B. A., Harrison, P. A., Berry, P., Bayo, M. del M., Castro, A. J., Montes, C., Martín-López, B., Del Mar Bayo, M. (2015). Biophysical and sociocultural factors underlying spatial trade-offs of ecosystem services in semiarid watersheds. *Ecology and Society*, *20*(3), art39. https://doi.org/10.5751/ES-07785-200339

Kandziora, M., Burkhard, B., Müller, F. (2013). Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*, *4*, 47–59. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.04.001

Karimi, A., Yazdandad, H., Fagerholm, N. (2020). Evaluating social perceptions of ecosystem services, biodiversity, and land management: Trade-offs, synergies and implications for landscape planning and management. *Ecosystem Services*, *45*(August), 101188. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101188

Martínez-Harms, M. J., Quijas, S., Merenlender, A. M., Balvanera, P. (2016). Enhancing ecosystem services maps combining field and environmental data. *Ecosystem Services*, *22*, 32–40. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.007

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*(11), 5242–5247. https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107

Resilience Alliance. (2007). *Assessing resilience in Social-Ecological Systems:Supplementary Notes to the Practitioners Workbook* (version 1, Vol. 2, Número June). Resilience Alliance. http://www.resalliance.org/index.php/resilience_assessment

Rodrigues, A. F., Latawiec, A. E., Reid, B. J., Solórzano, A., Schuler, A. E., Lacerda, C., Fidalgo, E. C. C., Scarano, F. R., Tubenchlak, F., Pena, I., Vicente-Vicente, J. L., Korys, K. A., Cooper, M., Fernandes, N. F., Prado, R. B., Maioli, V., Dib, V., Teixeira, W. G. (2021). Systematic review of soil ecosystem services in tropical regions. *Royal Society Open Science*, *8*(3), rsos.201584. https://doi.org/10.1098/rsos.201584

Wolff, S., Schulp, C. J. E., Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, *55*, 159–171. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016

La agricultura será sustentable cuando diseñemos una para cada suelo

Fotografía de Ángeles Gallegos