



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

*“CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD
FUNCIONAL DEL SUELO ANTE LA EXPANSIÓN
AGRÍCOLA: EL RETO DEL CAMBIO DE USO DE
SUELO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS”*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

SOFÍA CRISTÓBAL REYES

DIRECTORA DE TESIS: DRA. YUNUEN TAPIA TORRES

MORELIA, MICHOACÁN

ABRIL, 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

LICENCIATURA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Escuela Nacional de Estudios Superiores,
Unidad Morelia

*“CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD
FUNCIONAL DEL SUELO ANTE LA EXPANSIÓN
AGRÍCOLA: EL RETO DEL CAMBIO DE USO DE
SUELO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS”*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A

SOFÍA CRISTÓBAL REYES

DIRECTORA DE TESIS: DRA. YUNUEN TAPIA TORRES

MORELIA, MICHOACÁN

ABRIL, 2022



ESCUELA
NACIONAL
DE ESTUDIOS
SUPERIORES
UNIDAD MORELIA

10
años
(2011-2021)

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES UNIDAD MORELIA
SECRETARÍA GENERAL
SERVICIOS ESCOLARES

MTRA. IVONNE RAMÍREZ WENCE

DIRECTORA

DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR

P R E S E N T E

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 09** del **Comité Académico** de la Licenciatura en Ciencias Ambientales de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **18 de octubre del 2021**, se acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional de la alumna **Sofía Cristóbal Reyes** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **416070826**, con el trabajo titulado: "**CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD FUNCIONAL DEL SUELO ANTE LA EXPANSIÓN AGRÍCOLA: EL RETO DEL CAMBIO DE USO DE SUELO PARA LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS**", bajo la dirección como **tutora** de la Dra. Yunuen Tapia Torres.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

Presidente: Dr. John Larsen
Vocal: Dra. Tuyeni Heita Mwampamba
Secretario: Dra. Yunuen Tapia Torres
Suplente: Dr. Luis Eduardo Servín Garcidueñas
Suplente: Dra. Silvia Margarita Carrillo Saucedo

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU"
Morelia, Michoacán a 25 de febrero de 2022.



DRA. YESENIA ARREDONDO LEÓN
SECRETARIA GENERAL

CAMPUS MORELIA

Antigua Carretera a Pátzcuaro N° 8701, Col. Ex Hacienda de San José de la Huerta
58190, Morelia, Michoacán, México. Tel: (443)689.3500 y (55)5623.7300, Extensión Red UNAM: 80614

www.enesmorelia.unam.mx

AGRADECIMIENTOS

Agradecimientos Institucionales

A la Universidad Nacional Autónoma de México, a la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia y a la Licenciatura en Ciencias Ambientales, por brindarme el conocimiento y las herramientas para desarrollar este proyecto.

A la Dra. Yunuen Tapia Torres, por aceptar ser la tutora de este trabajo y por guiarme durante todo el proceso.

A los miembros del jurado Dr. John Larsen, Dra. Tuyeni Heita Mwampamba, Dra. Yunuen Tapia Torres, Dr. Luis Eduardo Servín Garcidueñas y Dra. Silvia Margarita Carrillo Saucedo, por aceptar revisar mi trabajo.

Al financiamiento de los proyectos “Uso sostenible de los fertilizantes fosfatados como mecanismo para el mantenimiento a largo plazo de la fertilidad de suelos (PAPIIT-UNAM-IA206219)”; “Impactos y consecuencias del desarrollo de la franja aguacatera sobre aspectos hidrológicos, funcionales, genéticos y de biodiversidad en ecosistemas templados de México (CONACyT-2017)”; y “Aplicación del conocimiento ecológico para favorecer la sustentabilidad del cultivo de aguacate en el estado de Michoacán: Aspectos del suelo, hidrológicos e interacciones bióticas (PFCTI/ICTI/2019/A/315)”.

Al proyecto “Red colaborativa para la enseñanza de la biogeoquímica en México a través de un laboratorio virtual basado en estudios de caso (PAPIME-UNAM-PE206922)” por la beca otorgada como apoyo para el proceso de titulación.

A los propietarios de los huertos de aguacate, que nos permitieron realizar los muestreos de suelo en sus huertos.

Al Dr. Antonio González y al Dr. Carlos Antonio Merchant, por acompañarnos en las salidas a campo y ayudarnos a realizar los muestreos de suelo.

Al Dr. Felipe García Oliva y al Laboratorio de Biogeoquímica de Suelos del Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES), por brindarnos el material y equipo para realizar los análisis biogeoquímicos.

Al Laboratorio de Microbiómica de la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, por brindarnos el material y herramientas necesarias para los análisis de actividad enzimática.

Al Mtro. Alberto Morón y al Dr. Carlos Anaya por su apoyo técnico en la enseñanza y realización de los análisis de laboratorio. Gracias su tiempo y paciencia.

Agradecimientos personales

A Yunuen, gracias por no dejarme tirar la toalla, pese a todas las adversidades. Gracias por todo el aprendizaje.

A mis compañeros de laboratorio: Beto, Kenia, Ariana, Brenda y Rocío. Gracias por su amistad dentro y fuera del laboratorio.

A mis compañeras y amigas de licenciatura: Isis, Vianey, Alhelí, Ariana y Laura. Gracias por brindarme su amistad, por las risas, lágrimas y aventuras compartidas. Las llevo siempre en mi corazón.

A mis amigas Andy y Arlene. Gracias por estar presentes y por motivarme durante tantos años. Las quiero chicas superpoderosas.

A mi familia

A mi mamá. Gracias por ser mi principal soporte y apoyo emocional; por creer en mí siempre y por motivarme cuando más lo necesito. Gracias por tu amor incondicional.

A mis padres. Gracias por todo su cariño y por darme todo lo que he necesitado. Gracias por apoyarme siempre. Los amo.

A mi abuelita. Gracias por tu cariño y compañía. Gracias por acompañarme durante toda mi vida y por estar pendiente de mí siempre.

*"Esencialmente, toda la vida depende del suelo ...
No puede haber vida sin suelo ni suelo sin vida; han
evolucionado juntos". -Charles E. Kellogg, 1938.*

ÍNDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
<i>Expansión agrícola y crecimiento poblacional</i>	3
<i>¿Qué es la Seguridad Alimentaria?</i>	4
<i>Producción agrícola en México: el oro verde del país</i>	4
2. MARCO TEÓRICO	8
<i>Suelo: Un mundo vivo desconocido</i>	8
<i>Dinámica de nutrientes en el suelo</i>	10
<i>Pérdida de biodiversidad del suelo y sus consecuencias</i>	14
<i>Definición del concepto de salud</i>	15
<i>Salud del suelo</i>	16
3. ANTECEDENTES	19
<i>Cuantificando la salud del suelo</i>	19
<i>Indicadores biológicos</i>	20
<i>Nueva generación de indicadores</i>	20
4. OBJETIVOS	22
<i>General</i>	22

<i>Específicos</i>	22
5. MATERIALES Y MÉTODOS	23
ÁREA DE ESTUDIO	23
<i>Sitio 1: “Huerta Llanitos”, San Antonio, Acuitzio</i>	25
<i>Sitio 2: “Huerta Los Cedritos II”, Los Cedritos, Acuitzio</i>	27
<i>Sitio 3: “Huerta La Joya de los Duendes”, Huitzicho, Uruapan</i>	29
DISEÑO DE MUESTREO	31
ANÁLISIS BIOGEOQUÍMICOS	33
<i>Humedad y pH</i>	33
<i>Nutrientes Orgánicos Disueltos</i>	34
<i>Nutrientes Inorgánicos Disponibles</i>	35
<i>Nutrientes en Biomasa Microbiana</i>	36
ANÁLISIS DE ACTIVIDAD ENZIMÁTICA	38
<i>Actividad Enzimática</i>	38
<i>Actividad Enzimática Específica</i>	40
ANÁLISIS ESTADÍSTICOS	41
6. RESULTADOS	42
<i>Análisis biogeoquímicos</i>	42
<i>Cocientes de nutrientes orgánicos disueltos y nutrientes microbianos</i>	44

<i>Análisis de actividad enzimática y actividad enzimática específica</i>	46
<i>Cocientes de actividad enzimática y actividad enzimática específica</i>	48
7. DISCUSIÓN	51
<i>Sitio 1: “Huerta Llanitos”, San Antonio, Acuitzio</i>	51
<i>Sitio 2: “Huerta Los Cedritos II”, Los Cedritos, Acuitzio</i>	54
<i>Sitio 3: “Huerta La Joya de los Duendes”, Huitzicho, Uruapan</i>	56
8. CONCLUSIONES	59
9. PERSPECTIVAS FUTURAS	61
10. REFERENCIAS	64

RESUMEN

La biodiversidad del suelo es indispensable para mantener el equilibrio ecosistémico por las funciones y procesos que desempeña: regulación de ciclos biogeoquímicos, suministro de nutrientes a plantas, entre otros. El cambio de uso de suelo (CUS) para la expansión agrícola puede impactar negativamente en la diversidad funcional del suelo por la sobreexplotación del suelo y uso intensivo de agroquímicos. Bajo el enfoque de One Health, es necesario transitar hacia una agricultura sustentable para conservar la diversidad funcional del suelo y los servicios ecosistémicos que provee, como la producción de alimentos. El objetivo fue determinar el efecto del CUS sobre la diversidad funcional de la microbiota del suelo en sitios con manejo agrícola y semi-convencional asociados a cultivos de aguacate y en fragmentos de bosque con vegetación nativa en los municipios de Acuitzio del Canje y Uruapan, Michoacán. Se realizaron análisis de nutrientes C, N y P en sus formas: disponibles inorgánicos, disueltos orgánicos y en biomasa microbiana; análisis de actividad enzimática y actividad enzimática específica (β G, POX, NAG, FM y FD); y análisis estadísticos con una prueba T de Student. Los resultados muestran que el manejo y el CUS tienen influencia sobre la diversidad funcional del suelo, ya que están relacionados con la biodiversidad del suelo y la heterogeneidad de plantas. Se observó que la diversidad funcional de microorganismos edáficos regula las concentraciones y disponibilidad de nutrientes en el suelo y que la actividad de microorganismos en el suelo puede ser un bioindicador eficaz para medir la calidad del suelo.

ABSTRACT

Soil biodiversity is essential for maintaining the ecosystem balance due to the functions and processes it performs: regulation of biogeochemical cycles, supply of nutrients to plants, among others. Land-use change (LUC) for agricultural expansion can negatively impact the functionality of this diversity due to soil overexploitation and intensive use of agrochemicals. Under the One Health's approach, it is necessary to move towards sustainable agriculture to conserve soil functional diversity and the ecosystem services it provides, such as food production. The objective was to determine the effect of LUC on the functional diversity of the soil microbial community in sites with agricultural and semi-conventional management associated with avocado crops and in forest fragments with native vegetation in the municipalities of Acuitzio del Canje and Uruapan, Michoacán. Analyses of nutrients C, N, and P in their forms: available inorganic, dissolved organic, and in microbial biomass; analyses of enzymatic activity and specific enzymatic activity (β G, POX, NAG, FM, and FD); and statistical analyses with a Student's t-test were performed. The results show that management and LUC influence soil functional diversity, as they are related to soil biodiversity and plant heterogeneity. It is observed that the functional diversity of edaphic microorganisms regulates the concentrations and availability of nutrients in the soil and that the activity of microorganisms in the soil can be an effective bioindicator to measure soil quality.

1. INTRODUCCIÓN

Expansión agrícola y crecimiento poblacional

La agricultura es la actividad en la cual los seres humanos interactúan con los ecosistemas, alterando y transformando sus recursos naturales (suelo, agua, nutrientes, biomasa y energía) para la producción de alimentos (Singh et al., 2019). En la actualidad, más de una tercera parte de la superficie terrestre del planeta ha sido convertida para fines agrícolas (Khan et al., 2019; Singh et al., 2019). La agricultura es una de las principales causas de la pérdida de la biodiversidad y degradación de los suelos (Pringle et al., 2019), impactando negativamente en la provisión de servicios ecosistémicos, los cuales son fundamentales para la supervivencia humana, funcionalidad y soporte de los ecosistemas (Johnson et al., 2019; Khan et al., 2019).

Actualmente, el crecimiento de la población mundial y la expansión urbana acelerada son uno de los mayores conductores del cambio de uso de suelo (CUS), principalmente para la expansión de la frontera agrícola como resultado del aumento de la demanda de alimentos a nivel mundial (Kopittke et al., 2019). Por otra parte, el cambio climático también es un factor que ejerce una gran presión sobre los recursos del planeta y, por ende, sobre la producción de alimentos (Johnson et al., 2019; Keiblinger & Kral, 2019; Kopittke et al., 2019). Como consecuencia, para mantener la producción agrícola y satisfacer la demanda alimentaria, se ha recurrido al uso intensivo de agroquímicos (Singh et al., 2017). Esto ha favorecido la degradación de los suelos y ha ocasionado la disminución de la calidad nutrimental de los alimentos, elevando así los costos de producción y, por lo tanto, de los alimentos (McDonald, 2010).

¿Qué es la Seguridad Alimentaria?

La *seguridad alimentaria* se define como la “situación que existe cuando todas las personas, en todo momento, tienen acceso físico, social y económico a alimentos suficientes, inocuos y nutritivos que satisfagan sus necesidades dietéticas y preferencias alimentarias para una vida activa y saludable” (FAO, 2002). Sin embargo, para satisfacer la demanda de alimentos a nivel mundial se ha requerido expandir la frontera agrícola mediante el CUS y prácticas agrícolas convencionales, lo que se ha convertido en uno de los retos socioambientales actuales más alarmantes (Singh et al., 2017). Esto impacta negativamente en los procesos y funciones que desempeñan las comunidades de microorganismos en el suelo, como la descomposición de la materia orgánica en el suelo y de la regulación de los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas terrestres (Kopittke et al., 2019).

De tal manera, la seguridad alimentaria mundial se ve comprometida debido a la gran y constante presión ejercida sobre tres de los recursos prioritarios para la vida: suelo, agua y aire (Johnson et al., 2019; Keiblinger & Kral, 2019; Kopittke et al., 2019). Por lo tanto, es fundamental reconocer los retos socioeconómicos y ambientales globales a los cuales se enfrentarán las generaciones futuras y los ecosistemas (Kopittke et al., 2019). Al mismo tiempo, es indispensable conservar los ecosistemas, su biodiversidad, sus procesos y funciones a largo plazo, así como la productividad de los suelos (Johnson et al., 2019).

Producción agrícola en México: el oro verde del país

A nivel global, México es uno de los principales países productores y exportadores de alimentos: 3^{er} productor agropecuario de Latinoamérica y 12^o a nivel mundial (SADER,

2021). Actualmente, México ocupa el primer lugar en la producción de aguacate (representando el 4.39% del PIB agrícola), y a nivel nacional, Michoacán es el principal productor y exportador de este fruto, contribuyendo con aproximadamente el 85% de esta producción, superando un millón de toneladas al año (SENASICA, 2017). En Michoacán, la agricultura es la actividad económica primaria (representando el 7% del PIB estatal) (OEIDRUS-SEDRUA-SIAP, 2018; SAGARPA, 2018; SIAP, 2014). De la misma manera, la producción de aguacate ha crecido exponencialmente debido a su alto valor económico y nutricional en el mercado internacional (SENASICA, 2017).

En este sentido, la producción y exportación de aguacate en Michoacán son de gran importancia económica para el estado, generando fuentes de ingreso entre los productores, comercializadores y trabajadores, con una derrama de más de 800 millones de dólares (Ortiz-Paniagua & Bonales, 2017) y cerca de 50 mil empleos al año (Gutiérrez-Contreras et al., 2010; Chávez-León et al., 2012). Sin embargo, a pesar de los beneficios económicos en la región, han aumentado los conflictos agrarios en torno a la tenencia de la tierra (ejidal o comunal) y el sector privado (Chávez-León et al., 2012).

Por otra parte, se han reconocido los impactos ambientales negativos relacionados con los cultivos de aguacate (Chávez-León et al., 2012). Se ha determinado que el CUS para la expansión agrícola es la principal amenaza que atenta contra los ecosistemas forestales de la región (Ortiz-Paniagua & Navarro-Chávez, 2018). Cabe resaltar que los bosques templados son ecosistemas que tienen las condiciones climáticas (temperatura media y precipitación de 1,200 mm) y características del suelo (arcillosos o franco-arcillosos con buen drenaje) que requieren los cultivos de aguacate (Chávez-León et al., 2012; Villanueva & Zepeda, 2018). Esto ha provocado la disminución de la extensión forestal, debido principalmente a: fragmentación del hábitat, erosión del suelo, pérdida de elementos

estructurales y funcionales del hábitat, entre otros. Así mismo, se ha registrado que los diversos ecosistemas forestales de Michoacán son generalmente sustituidos por monocultivos de muy baja diversidad biológica, tanto genética como de especies y comunidades (Chávez-León et al., 2012).

A su vez, se ha documentado que la remoción de cobertura vegetal por el CUS no solo afecta la entrada de materia orgánica al suelo, sino que ocasiona cambios en los patrones de temperatura regional, ligado directamente al cambio climático (Tapia et al., 2011; Bravo-Espinosa et al., 2014). Se ha estudiado que la pérdida de biomasa en el ecosistema puede afectar los patrones de lluvia, captación e infiltración de agua, así como cambios en la fenología e hidrología de los cultivos de aguacate en Michoacán (Tapia et al., 2011). Cabe resaltar que el sector agrícola depende en gran medida de las temperaturas frescas y la regularidad de las precipitaciones, por lo que los cambios en los patrones climáticos afectan los niveles de producción agrícola (Tapia et al., 2011; Bravo-Espinosa et al., 2014). Otra consecuencia de la pérdida de recursos vegetales en los ecosistemas forestales es la vulnerabilidad ante perturbaciones, como ataques de agentes patógenos (e.g. plagas o enfermedades forestales), incendios forestales, entre otros (Bravo-Espinosa et al., 2014).

Por otra parte, el manejo agrícola convencional también ocasiona efectos negativos en el ecosistema, como la introducción de maquinaria y el uso intensivo de agroquímicos en los cultivos, lo que contribuye a la compactación y erosión del suelo, entre otros. De igual manera, las huertas convencionales de aguacate propician el CUS, lo que ocasiona la fragmentación de los bosques y la pérdida de funciones del hábitat (e.g. regulación de la temperatura, regulación de la calidad del aire, almacenamiento de agua, captura de carbono, entre otros). Esto es derivado de la disminución de la biodiversidad ecosistémica y la erosión del suelo (hasta 10 ton/ha al año de suelo erosionado) (Chávez-León et al., 2012). Además,

los cultivos de aguacate demandan grandes cantidades de agua, lo que a largo plazo puede ocasionar sequías (Villanueva & Zepeda, 2018). Desde el año 2000 hasta el 2018, se ha calculado que el CUS para la expansión de cultivos de aguacate en el estado de Michoacán ha ocasionado la deforestación y degradación entre 65 y 100 mil hectáreas de bosques templados (Martínez, 2019; Zamora, 2021). No obstante, se estima que para el 2030 la producción de aguacate en México tenga un crecimiento acumulado de 67.8% como respuesta del aumento de la demanda alimentaria (SAGARPA, 2018).

Como consecuencia, los ecosistemas forestales de Michoacán se encuentran en gran presión debido a la sustitución de bosques por monocultivos de aguacate (Chávez-León et al., 2012). Además, las huertas de aguacate de temporal promedio tienen un uso excesivo e intensivo de agroquímicos (Villanueva & Zepeda, 2018), lo que provoca la contaminación de acuíferos, la alteración de las propiedades del suelo, la disminución o pérdida de los procesos y funciones de la diversidad del suelo. Esto tiene como consecuencia la degradación e infertilidad del suelo, lo que impacta de manera negativa en la producción agrícola (Chávez-León et al., 2012).

En este sentido, es urgente que la agricultura se desarrolle bajo el principio de la conservación del suelo, de su biodiversidad y recursos naturales (e.g. suelo, agua y vegetación). Es necesario transitar hacia modelos de producción de alimentos y estilos de vida sustentables, con una productividad agrícola más eficiente y con una mayor calidad nutricional alimentaria (Hoff, 2011; Kopittke et al., 2019). Para esto, es primordial considerar una distribución justa y equitativa de los alimentos en todos los estratos sociales (Godfray & Garnett, 2014; Singh et al., 2017). Para alcanzar esta meta, se deben incorporar prácticas agroecológicas como la agricultura orgánica, sistemas agroforestales y agricultura de conservación. Así mismo, es indispensable reconocer los conceptos sobre la protección,

salud, fertilidad, calidad, seguridad y conservación del suelo, los cuales dependen de su biodiversidad y de todos los procesos que ocurren en él (Singh et al., 2017).

Por esta razón, el objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto del CUS sobre la diversidad funcional de la comunidad microbiana en el suelo en sitios con manejo agrícola orgánico y semi-convencional asociados a cultivos de aguacate y en fragmentos de bosque con vegetación nativa. Los sitios de estudio se localizan en los municipios de Acuitzio del Canje y Uruapan, en el estado de Michoacán, los cuales pertenecen a la franja aguacatera del estado (Gutiérrez-Contreras et al., 2010), siendo Uruapan uno de los municipios con mayor producción y exportación de aguacate en el estado (OEIDRUS-SEDRUA-SIAP, 2018).

2. MARCO TEÓRICO

Suelo: Un mundo vivo desconocido

De acuerdo con la FAO (2021), el *suelo* se define como “el producto final de la influencia del tiempo combinado con el clima, topografía, organismos (flora, fauna y seres humanos) y materiales parentales (rocas y minerales originarios)”. Se ha reconocido que el suelo es uno de los hábitats más importantes del planeta; es un sistema complejo que está interconectado con todas las esferas de la Tierra: atmósfera, litósfera, hidrósfera y biósfera (Brevik et al., 2015). Al mismo tiempo, el suelo es un ecosistema vivo que forma un reservorio dinámico de biodiversidad, donde ocurren múltiples interacciones entre millones de microorganismos, animales y plantas (Bardgett & van der Putten, 2014; Wall et al., 2012).

El suelo es la piel biológicamente activa de la superficie de la Tierra (Pellkofer, 2015; Dubey, 2019) y alberga el acervo genético terrestre más diverso y complejo (Decaëns et al., 2006; Cameron et al., 2018). Sin embargo, la biodiversidad del suelo y los procesos que se desempeñan resultan invisibles ante el ojo humano (e.g. regulación de los ciclos biogeoquímicos, descomposición de la materia orgánica, entre otros) (Pellkofer, 2015; Cameron et al., 2018; Gorai et al., 2021).

La biodiversidad del suelo se puede definir como la variabilidad de los organismos vivos que habitan en el suelo y de los complejos ecológicos de los que forman parte (UNEP, 1992). De acuerdo con Tibbet et al. (2020), la biodiversidad del suelo involucra la diversidad ecosistémica, diversidad de especies (taxonómica), diversidad genética, diversidad fenotípica y diversidad funcional. No obstante, la información que se tiene sobre la biodiversidad del suelo y sus funciones aún está muy limitada (Barrios, 2007; Schmidt et al., 2018).

Actualmente se ha descrito únicamente alrededor del 1% de la diversidad, estructura y complejidad de los microorganismos edáficos (Hibbett & Glotzer, 2011). Este vacío de información se debe principalmente a la falta de reconocimiento sobre el valor de los procesos funcionales de la biodiversidad del suelo y su relación con la productividad y fertilidad de los suelos (Barrios, 2007). Por otra parte, se ha reconocido la dificultad para identificar y relacionar la diversidad funcional de estos organismos con los procesos ecosistémicos (Fierer et al., 2007).

Los organismos que habitan en el suelo incluyen desde artrópodos, nemátodos y lombrices hasta microorganismos como hongos, bacterias y arqueas (Dubey et al., 2019). Cabe resaltar que los microorganismos representan más del 25% de todas las especies descritas a nivel mundial (Bardgett & van der Putten, 2014). Los microorganismos del suelo abarcan una fracción considerable de la biodiversidad del planeta; la superficie del suelo

contiene 10^3 hasta 10^4 kg de masa microbiana por hectárea (Whitman et al., 1998; Fierer et al., 2007). Los grupos de microorganismos en el suelo más estudiados y descritos hasta el momento - debido a su abundancia e importancia en los procesos y funciones del suelo - son las bacterias y hongos (Schmidt et al., 2018). Cabe resaltar que la diversidad y composición de las comunidades microbianas del suelo juega un papel fundamental en múltiples funciones y servicios ecosistémicos (Schmidt et al., 2019).

De acuerdo con Daily et al. (1997), los *servicios ecosistémicos* son “las condiciones o procesos a través de los cuales los sistemas naturales y las especies que los constituyen sustentan y satisfacen la vida humana”. Por otra parte, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio definió los servicios ecosistémicos como “los beneficios que la población obtiene de los ecosistemas” (MEA, 2003). De esta manera, la biodiversidad del suelo es relevante en la provisión de los servicios ecosistémicos del suelo, destacando la descomposición de la materia orgánica y reciclaje de nutrientes como el carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), dando como resultado el suministro de nutrientes para las plantas para su crecimiento y para la producción de alimentos (Schmidt et al., 2018).

Dinámica de nutrientes en el suelo

Como se observa en la figura 1, la dinámica de nutrientes en el suelo comienza con la **entrada de la materia orgánica** (MO) al suelo (1), que es la principal fuente de C en el suelo y se relaciona con el ciclo de este nutriente (ciclo biológico y atmosférico). La materia orgánica es la fuente de energía primaria donde ocurren la mayoría de los procesos biogeoquímicos en el suelo (Mujtar et al., 2019). Después de que la materia orgánica entra al suelo comienza el proceso de **despolimerización** (2) como resultado de la actividad

microbiana, donde se liberan enzimas para la transformación de biomoléculas orgánicas complejas a biomoléculas orgánicas simples (Enrich-Prast et al., 2018). Como producto de la despolimerización, los nutrientes pasan a su forma de nutrientes orgánicos disueltos: carbono orgánico disuelto (COD), nitrógeno orgánico disuelto (NOD) y fósforo orgánico disuelto (POD).

Posteriormente, se observa el proceso de **mineralización** (3), en el cual las moléculas orgánicas se convierten en moléculas inorgánicas, las cuales pasan a la forma de nutrientes disponibles (NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-}). La **inmovilización** (4) ocurre cuando los nutrientes disponibles son asimilados por la biomasa microbiana y pasan a su forma de nutrientes microbianos (C_{mic} , N_{mic} y P_{mic}). Por otra parte, los nutrientes dentro de la biomasa microbiana pueden regresar a la solución del suelo en su forma orgánica disuelta o inorgánica disponible por medio de la **lisis microbiana** (5) o degradación celular (Enrich-Prast et al., 2018). De esta manera, los nutrientes pueden volver a ser mineralizados o inmovilizados mediante los procesos mencionados anteriormente, generando así el ciclo de transformación de nutrientes. Al mismo tiempo, la actividad de los microorganismos en el suelo da como resultado la liberación de CO_2 atmosférico como producto de la **respiración microbiana** (6) (Enrich-Prast et al., 2018).

Por otra parte, se encuentran los procesos relacionados al ciclo del N (ciclo atmosférico), comenzando por la **fijación biológica del N_2** atmosférico (7), donde los microorganismos fijadores de N lo capturan en el suelo y lo transforman en sus formas inorgánicas disponibles como NH_4^+ (**amonificación**) y NO_3^- (**nitrificación**) (8) para la asimilación de nutrientes en las plantas (Schulten & Schnitzer, 1997). El N puede regresar de nuevo a la atmósfera por medio del proceso de **desnitrificación** (9), llevado a cabo por bacterias desnitrificantes. Sin embargo, una parte del N en el suelo puede perderse mediante

el proceso de escorrentía y/ o **lixiviación** (10) por el uso desmedido de agroquímicos (Enrich-Prast et al., 2018).

Adicionalmente, se observan los procesos relacionados al ciclo del P (ciclo sedimentario): **intemperismo** (11), **oclusión** (12) y **solubilización** (13). El intemperismo es un fenómeno geológico (físico o químico) que da como resultado la descomposición, desgaste, desintegración o destrucción del material primario (roca del suelo) como respuesta a la exposición a factores ambientales (agua, aire, temperatura, acción de organismos, etcétera). De esta manera, los compuestos estables pueden regresar a la solución del suelo en su forma disponible y ser adsorbidos por las plantas y microorganismos en el suelo (Tapia-Torres & García-Oliva, 2016). Por otra parte, la oclusión de nutrientes en el suelo ocurre cuando se forman compuestos químicos estables que no están en su forma disponible para la toma de nutrientes por la biomasa. Esto sucede con el P, que es un elemento altamente reactivo y se ocluye fácilmente (Tapia-Torres & García-Oliva, 2013). Finalmente, la solubilización consiste en la alteración del pH del suelo para la liberación de estos compuestos estables; esto puede suceder debido a la acción de microorganismos solubilizadores de P, quienes son capaces de producir y liberar ácidos orgánicos e inorgánicos para modificar el pH y dejar libres las moléculas orgánicas en su forma disponible para la adsorción de nutrientes (Tapia-Torres & García-Oliva, 2016).

Además, las funciones y procesos del suelo no sólo dependen del tipo de organismos y de su actividad, sino de la diversidad de organismos que habitan en el suelo. No obstante, las condiciones abióticas de los ecosistemas también pueden impactar a escala local o global sobre los procesos regulados por los microorganismos y la productividad de las plantas (van der Putten et al., 2004). Por lo tanto, la provisión a largo plazo de estos beneficios depende del uso del suelo como recurso (Wall et al., 2015).

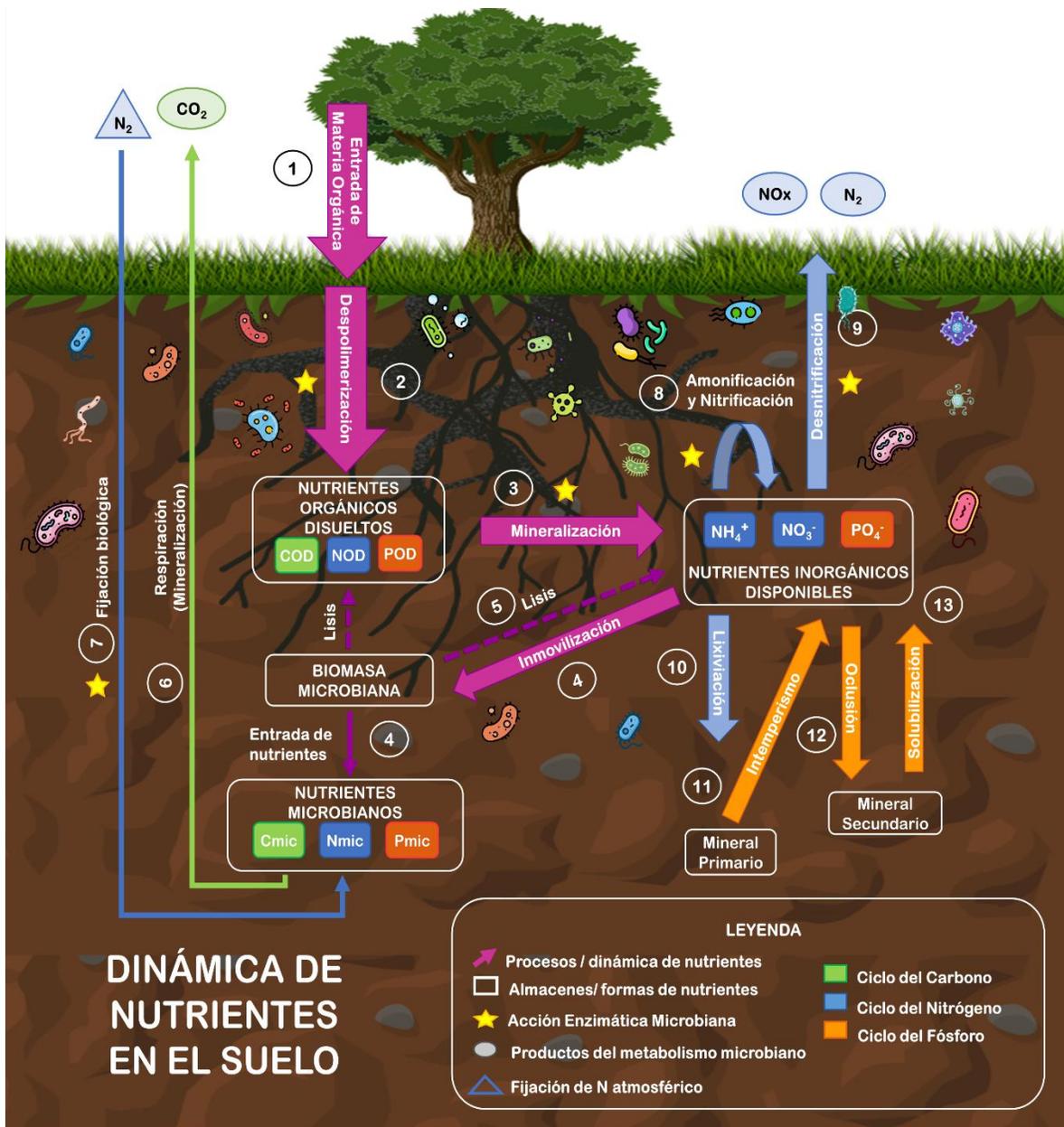


Figura 1. Dinámica de nutrientes en un ecosistema forestal. Las flechas representan los procesos que ocurren en la dinámica de nutrientes en el suelo (1-13) y la dirección en la que interactúan. Las cajas representan los almacenes y formas de nutrientes. Las estrellas (amarillas) identifican los procesos donde se involucra la actividad enzimática microbiana. Los óvalos representan los productos del metabolismo microbiano y el triángulo la fijación de nutrientes atmosféricos en el suelo. Se asignaron colores para identificar los procesos relacionados a los ciclos de los nutrientes: ciclo del C (verde); ciclo del N (azul) y ciclo del P (naranja). De color fucsia se resaltan los procesos generales. (Elaboración propia).

Pérdida de biodiversidad del suelo y sus consecuencias

La pérdida de la biodiversidad se refiere a la desaparición de las formas de vida en términos de cantidad y variedad (Jones et al., 2005). La pérdida de biodiversidad en el suelo se debe principalmente a actividades antropogénicas como: explotación intensiva de recursos naturales, CUS, disminución de la materia orgánica, alteración del hábitat, contaminación del suelo, erosión del suelo, fragmentación del hábitat y cambio climático (Gardi, Jeffrey & Saltelli, 2013; Pellkofer, 2015; Tibbett et al., 2020). Como resultado de estas actividades, se ha estimado una tasa de pérdida de 24 mil millones de toneladas de suelo fértil al año, es decir, 3.4 toneladas por persona al año (Soil Science Society of America, 2013). Las cifras son alarmantes, ya que el proceso de generación natural de suelo toma de cientos a miles de años para formar sólo unos centímetros de capa de suelo (Origiazzi et al., 2016).

Por otra parte, para hacer frente a la demanda mundial de alimentos, se ha requerido sobrepasar los límites naturales de productividad del suelo a través del uso intensivo de fertilizantes y pesticidas, técnicas de labranza intensivas y el uso de monocultivos (Barrios, 2007). Se ha demostrado que el uso insostenible de agroquímicos en la agricultura ha provocado la alteración de los ciclos biogeoquímicos del planeta (Steffen et al., 2015). Esto da como resultado la degradación del suelo (e.g. acidificación, erosión, compactación, declive de la materia orgánica del suelo, entre otros), contaminación del agua (e.g. eutrofización, lixiviación, salinización) y aumento de los gases de efecto invernadero (e.g. emisión de N_2O y acumulación de nitratos) (Smith et al., 2015; Lehman et al., 2020). Estas acciones han favorecido la pérdida de la biodiversidad y funciones en el ecosistema y, por lo tanto, han provocado la disminución de la fertilidad, calidad y productividad del suelo. Esto

se ha visto reflejado en elevados costos económicos y ambientales bajo un manejo agrícola convencional no sustentable (Schmidt et al., 2018).

Como consecuencia, debido a la función que cumple la biodiversidad en el suelo para el equilibrio ecosistémico y la producción de los alimentos, una disminución en la biodiversidad del suelo también impacta directamente en la cantidad y calidad de los alimentos. De esta manera, un suelo deficiente en nutrientes no sólo tendrá una menor producción y necesitará de más insumos agroquímicos, sino que proveerá de alimentos con déficit de nutrientes (Godfray & Garnett, 2014, Sing et al., 2017). De acuerdo con Mujtar et al. (2019), la nutrición humana depende de la disponibilidad y balance de distintos nutrientes en el suelo y en la habilidad de las plantas para obtener estos nutrientes. Así mismo, ciertas limitaciones de nutrientes en el suelo -o la ausencia de interacciones microbianas que promuevan la toma de nutrientes de las plantas- pueden ocasionar deficiencias nutricionales específicas en la producción de alimentos. De esta manera, la biodiversidad del suelo juega un papel importante en la fertilidad y calidad de los suelos, así como en la calidad nutricional de los alimentos y, por lo tanto, de salud de los humanos (Lehmann et al., 2020).

Definición del concepto de salud

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS), el concepto de *salud* se define como “un estado completo de bienestar físico, mental y social, y no solamente la ausencia de afecciones o enfermedades (WHO, 1948). No obstante, se ha establecido que la salud del ambiente está directamente relacionada con la salud humana, la cual está determinada por factores ambientales, físicos, químicos, biológicos y psicosociales (OMS, 1993). De la misma manera, se ha reconocido que la salud de los humanos, animales y

ecosistemas está directamente relacionada a la salud e integridad de los suelos, ya que la salud de todos éstos depende en gran medida de los servicios ecosistémicos que provee el suelo (e.g. producción de alimentos) (Lehmann et al., 2020; Wall et al., 2010). A su vez, se ha concluido que los servicios ecosistémicos que provee el suelo dependen de la complejidad, dinámicas y estructura de las comunidades microbianas y sus funciones específicas en el suelo, como la resistencia y resiliencia de los ecosistemas terrestres (Chaparro et al., 2012; de Vries et al., 2013; Wall et al., 2015). Por esta razón, la relación entre el microbioma del suelo y la salud humana debe ser considerada para la toma de decisiones sobre el manejo del uso del suelo (Wall et a., 2015).

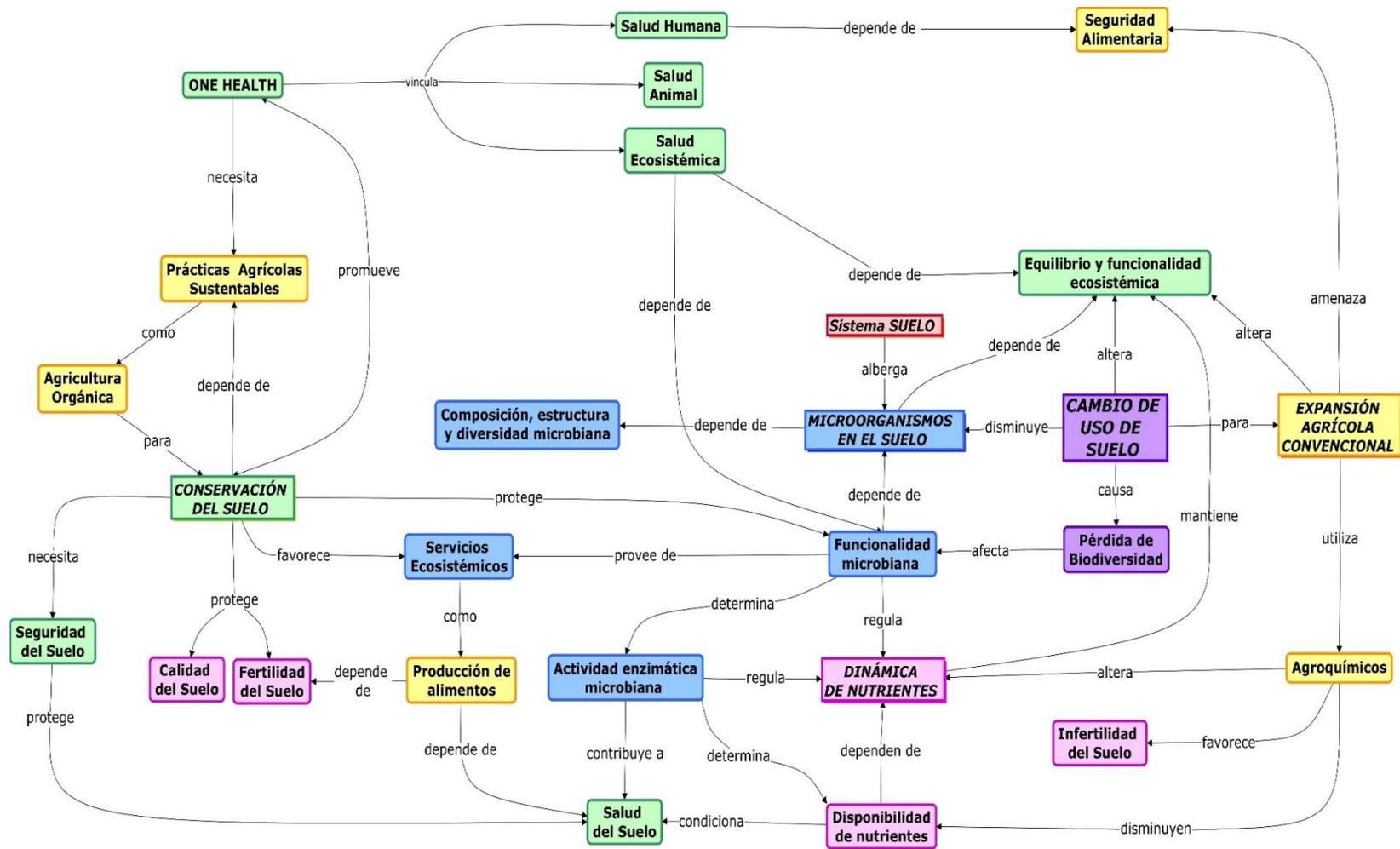
Salud del suelo

Un suelo biodiverso es un suelo fértil y, por lo tanto, es un suelo sano. De acuerdo con el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, el concepto de la *salud del suelo* se define como “la capacidad continua del suelo para funcionar como un ecosistema vivo que sustenta a las plantas, animales y seres humanos” (USDA, 2021). Aunado a lo anterior, Bünemann et al., (2018) propusieron el concepto de *fertilidad del suelo*, el cual se refiere a la capacidad productiva de los suelos en los cultivos. La fertilidad del suelo es un atributo que puede ser manejado por los agricultores a escala del campo con el propósito de obtener cultivos rentables, centrándose en la producción de alimentos, combustibles y fibras para el uso humano (Patzel, Sticher & Karlen, 2000). Por otra parte, la *calidad del suelo* se define como la capacidad del suelo para funcionar para la agricultura y su contexto ambiental; considerando los efectos del suelo sobre la calidad del agua, la salud humana y animal en la totalidad de los ecosistemas (Doran & Parkin, 1994).

La *salud del suelo* abarca distintas escalas, partes interesadas, funciones y herramientas de evaluación relevantes para la calidad y fertilidad del suelo, compartiendo la dimensión política de la seguridad del suelo y teniendo un enfoque que va más allá de la producción de cultivos en beneficio únicamente para los humanos (Lehmann et al., 2020). Bajo este contexto, el concepto de “*Salud del Suelo*” surge a principios de los años 2000 y actualmente se vincula con el concepto emergente de “*One Health*” (Una Sola Salud), en el cual, se asume que la salud de los seres humanos, animales y ecosistemas están directamente conectados (Keith, Schmidt & McMahon, 2016). El enfoque de One Health, comprende las relaciones e interacciones que ocurren entre los diferentes organismos vivos (humanos, animales, plantas y microorganismos), los ecosistemas que habitan y cómo influyen en la salud de estos y del planeta en general (van Bruggen et al., 2019).

De esta manera, la conservación del suelo y de su biodiversidad juegan un papel importante en el equilibrio de estas funciones, de la salud ecosistémica y de todos los seres vivos que habitan en la Tierra. Por otra parte, es fundamental que este nuevo conocimiento sea considerado en los acuerdos y agendas políticas sobre biodiversidad y conservación de los ecosistemas a nivel global (Cameron et al., 2018; Bach et al., 2020).

Como se ilustra en el mapa conceptual 1, el concepto de One Health puede ser clave para generar estrategias sobre el manejo agrícola sustentable y la preservación de los ecosistemas ante el cambio de uso de suelo, la expansión agrícola convencional, la infertilidad del suelo y la pérdida de biodiversidad. Este enfoque que considera la interconexión entre la salud ecosistémica y la salud de los seres vivos que habitan en el planeta.



Mapa conceptual 1. Relación entre el sistema suelo, microorganismos y dinámica de nutrientes para la conservación del suelo ante la expansión agrícola bajo el enfoque de One Health. Los recuadros se agruparon por categorías: en azul los relacionados a los microorganismos en el suelo; en amarillo los relacionados a la agricultura; en rosa los relacionados a la dinámica de nutrientes en el suelo; en verde los relacionados a la conservación del suelo y en morado los relacionados al cambio de uso de suelo (Elaboración propia).

En este sentido, el concepto de One Health también destaca la importancia de la composición, estructura, funcionalidad y diversidad de los microorganismos del suelo para mantener el equilibrio y funcionalidad ecosistémica. Cabe resaltar que estos procesos son fundamentales para la provisión de los servicios ecosistémicos del suelo y, por ende, la producción de alimentos para satisfacer la seguridad alimentaria mundial. De la misma manera, se relacionan los conceptos de fertilidad y calidad del suelo, los cuales dependen de la dinámica y disponibilidad de nutrientes en el suelo reguladas a su vez por los microorganismos del suelo. Por otra parte, bajo el enfoque de One Health, también se vinculan los conceptos de “seguridad”, “conservación” y “salud” del suelo para el desarrollo de prácticas agrícolas sustentables, como la agricultura orgánica.

3. ANTECEDENTES

Cuantificando la salud del suelo

Para gestionar y evaluar la salud del suelo y de los servicios ecosistémicos que brinda, es importante tener indicadores que cuantifiquen la multifuncionalidad y diversidad del suelo (Lehmann et al., 2020). En general, los indicadores de la salud del suelo pueden ser clasificados como físicos, químicos o biológicos, aunque estas categorías no siempre están delimitadas claramente debido a la complejidad de los procesos que ocurren en el suelo (Bünemann et al., 2018). Sin embargo, los indicadores biológicos constituyen menos del 20% de los indicadores a pesar de su importancia declarada para el manejo de la salud del suelo (Lehmann et al., 2020).

Indicadores biológicos

Para evaluar la productividad del suelo en términos de su biodiversidad, se ha determinado que la biomasa microbiana y la evaluación de la actividad enzimática de los microorganismos del suelo son indicadores biológicos sensibles que permiten identificar y caracterizar atributos y grupos funcionales (Gorai et al., 2021). Entre estas funciones microbianas se encuentran: descomposición de la materia orgánica en el ciclo del carbono, nitrógeno y fósforo, lo que permite hacer estimaciones de la eficiencia de los recursos y energía de la microbiota del suelo (Dec, 2015; Bach et al., 2020; Okolo et al., 2020). Estos parámetros microbianos son fácilmente medibles y funcionan como indicadores de la calidad del suelo. Como consecuencia, los indicadores biológicos pueden ser una fuente confiable de evaluación y monitoreo del suelo para informar a los tomadores de decisiones sobre las prácticas de manejo sostenible y las estrategias de restauración de suelos degradados (Trivedi et al., 2016). No obstante, uno de los obstáculos para la inclusión de los índices biológicos es la falta de comprensión e integración de los procesos y funciones de la biodiversidad del suelo y su importancia a nivel ecosistémico (Lehmann et al., 2020). Por esta razón, es relevante generar nuevos indicadores para desarrollar indicadores biológicos que sirvan como herramientas de evaluación eficientes para medir la calidad y salud del suelo.

Nueva generación de indicadores

Actualmente, los principales retos para generar un índice integrado para la salud del suelo son los vacíos de información en los indicadores actualmente publicados, así como la falta de indicadores integrativos que consideren las escalas espacial y temporal, la variación

entre los distintos tipos de suelo y las condiciones ambientales (Lima, et al., 2013; Lehmann et al., 2020). Para desarrollar indicadores eficientes, es vital considerar los cambios que pueden ocurrir en la salud del suelo a través del tiempo, particularmente para los parámetros biológicos, ya que las dinámicas y estructura de la biodiversidad del suelo son altamente variables (Lehmann et al., 2020). En este sentido, es necesario generar nueva información para desarrollar indicadores biológicos que sirvan como herramientas de evaluación eficientes para medir la calidad y salud del suelo; así como la creación diversos indicadores para cuantificar la salud del suelo que permitan incluir todas las variables, características y atributos mesurables de los suelos, en relación con su estado y el tipo de manejo (Lehmann, et al., 2020; Okolo et al., 2020).

De la misma manera, se ha demostrado que la diversidad funcional del suelo es altamente sensible a las alteraciones provocadas por el cambio de uso de suelo y a la aplicación de agroquímicos en el suelo. Por esta razón, el análisis de la diversidad funcional del suelo puede ser utilizado como un indicador de la calidad y salud del suelo, lo que permitirá comprender los procesos que ocurren al nivel del suelo y del ecosistema (Lehmann et al., 2020). Esto permitirá crear y diseñar estrategias más integradas para una producción de alimentos sustentable y la conservación de los ecosistemas ante las presiones globales actuales, como el aumento poblacional y el incremento de la demanda alimenticia, el cambio climático, la disminución de los servicios ecosistémicos y la pérdida de biodiversidad a nivel mundial.

4. OBJETIVOS

General

Determinar el efecto del cambio de uso de suelo sobre la diversidad funcional de la comunidad microbiana en el suelo en sistemas agrícolas de manejo orgánico y semi-convencional asociados a cultivos de aguacate en comparación con fragmentos de bosque con vegetación nativa en los municipios de Acuitzio del Canje y Uruapan, Michoacán.

Específicos

1. Caracterizar la concentración de los nutrientes C, N y P de suelos con manejo agrícola orgánico, agrícola semi-convencional y forestal en sus formas: orgánicos disueltos, inorgánicos disponibles y en biomasa microbiana para comparar el efecto del CUS sobre la dinámica de nutrientes en cada sitio.
2. Cuantificar la actividad enzimática y actividad enzimática específica de las enzimas β -glucosidasa (β G), polifenol oxidasa (PO), β -N-acetil glucosaminidasa (NAG), fosfomonoesterasa (FM) y fosfodiesterasa (FD) para caracterizar la diversidad funcional microbiana de los suelos.
3. Determinar si la concentración de la actividad enzimática puede ser un parámetro utilizado como un bioindicador eficiente para medir la calidad y salud del suelo y entender los procesos y funciones que ocurren en él.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se llevó a cabo en los municipios de Acuitzio (ubicado en las coordenadas 19°33'N 101°27'O) y Uruapan (ubicado en las coordenadas 19°25'N 102°03'O) en el estado de Michoacán (figura 2). Los dos municipios forman parte del Eje Neovolcánico Transversal Mexicano y su relieve está conformado por sierras volcánicas con estratovolcanes (INEGI, 2009^a; INEGI 2020^b).

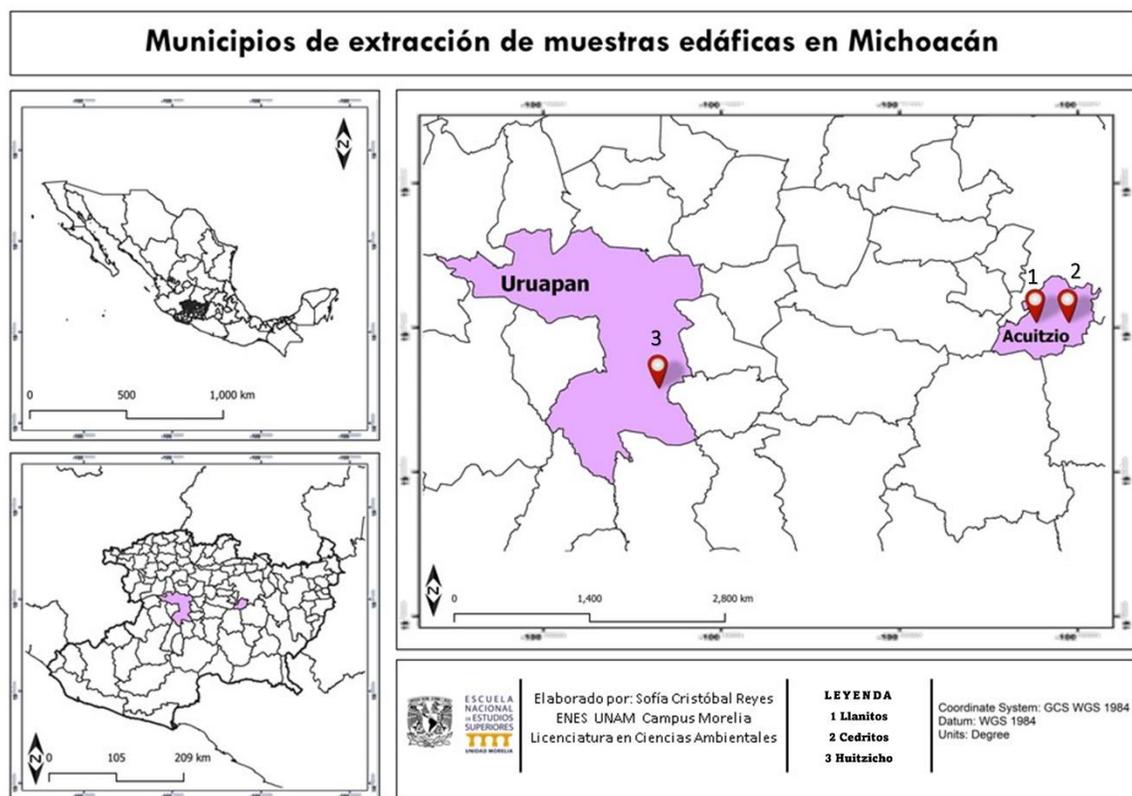


Figura 2. Mapa de ubicación de los sitios de muestreo.

El municipio de Acuitzio tiene una altitud que va desde los 2,100 hasta los 3,400 metros sobre el nivel del mar. El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano (junio- septiembre), su temperatura oscila entre los 4 a 34.2 °C y tiene una precipitación de 800 a 1,300 mm anuales (INEGI, 2009^a). El suelo predominante es de tipo andosol (55%) y luvisol (40%). En su vegetación predominan los bosques mixtos, bosques de pino, encino, aile y cedro, bosques de coníferas, pino y oyamel (INFAED, 2020^a).

Por otra parte, el municipio de Uruapan tiene una altitud que va desde los 1,500 hasta los 2,500 metros sobre el nivel del mar. El clima predominante es templado subhúmedo con lluvias en verano (junio- septiembre), su temperatura oscila entre los 8 y 37.5 °C y tiene una precipitación que va de los 800 a 2,000 mm anuales (INEGI, 2009^b). Los suelos predominantes son de tipo andosol (52%) y leptosol (16%) y su vegetación se compone principalmente por el bosque mixto de pino y encino, bosque de oyamel y bosque tropical decíduo (INFAED, 2020^b).

Según la FAO-ISRIC-ISS (1988), los suelos derivados de cenizas volcánicas se clasifican como *andosoles* y son predominantes en climas templados subhúmedos (Bayuelo et al., 2019). Los suelos andosoles almacenan un alto contenido de materia orgánica y tienen un pH ligeramente ácido. Así mismo, poseen una gran capacidad de retención de agua, tienen una textura fina, son pobres en arenas, tienen una estructura porosa con densidad aparente baja y una permeabilidad muy elevada, lo que permite que las raíces de las plantas penetren con facilidad (WRB, 2006). Por esta razón, los suelos andosoles son utilizados en una amplia variedad de cultivos agrícolas (Dubrovina & Bautista, 2014). Sin embargo, los andosoles se caracterizan por su alta capacidad de oclusión del fósforo, lo cual restringe la asimilación de este nutriente para las plantas y limita la productividad agrícola (Bayuelo et al., 2019). Cabe destacar que los suelos andosoles son de gran importancia ecológica y ambiental por su

capacidad de retención de agua, ya que la liberan lentamente para recargar los acuíferos, evitando la erosión de los suelos. No obstante, son altamente sensibles a la degradación por el cambio de cubierta vegetal de bosque a cultivos agrícolas (WRB, 2006).

De esta manera, para determinar el efecto del cambio de uso de suelo (CUS) sobre la dinámica de nutrientes, la diversidad funcional del suelo asociada a las transformaciones de moléculas con C, N y P y la actividad microbiana en el suelo, se realizaron análisis biogeoquímicos y análisis de actividad enzimática de muestras compuestas de suelo de fragmentos de bosque con vegetación nativa (pino-encino) y suelo de huertos de aguacate de tres sitios con diferente tipo de manejo agrícola (orgánico y semi-convencional). Los sitios de estudio fueron: **1) Llanitos** y **2) Cedritos** (agricultura orgánica), los cuales pertenecen al municipio de Acuitzio; y el sitio **3) Huitzicho** (agricultura semi-convencional), que se localiza en el municipio de Uruapan. Ambos municipios forman parte de la franja aguacatera dentro del estado de Michoacán. Se eligieron estos sitios debido a los conflictos socioambientales relacionados a las plantaciones de aguacate en el estado, principalmente el aumento del CUS forestal para la expansión agrícola, la intensificación del uso de fertilizantes y pesticidas químicos para satisfacer el aumento de la demanda de productos agrícolas a nivel global.

Sitio 1: “Huerta Llanitos”, San Antonio, Acuitzio

El muestreo del sitio 1 se realizó en el mes de septiembre del 2018 en la huerta de aguacate del rancho agroecológico “**Llanitos**” y en un remanente de bosque aledaño con vegetación nativa en la localidad de San Antonio, en el municipio de Acuitzio. El rancho

agroecológico tenía una extensión de 150 hectáreas, de las cuales aproximadamente 27 tenían certificación de manejo agrícola orgánico desde hace 13 años (imagen 1). El manejo consistía en el uso de insumos orgánicos como la producción de biofertilizantes elaborados con algas marinas, lombricomposta, estiércol pre-compostado, minerales como la leonardita y dolomita; y control biológico como la liberación de crisopas.

El rancho agroecológico cuenta con cinco huertos de aguacate: 1) “La Escondida 1”, 2) “La Escondida 2”, 3) “San Antonio”, 4) “El Llanito” y 5) “La Lomita”. Contaban con dos rodales de cultivos temporales de avena y maíz, un patio donde hacían composta y el pre-composteo de estiércol para la fertilización, un laboratorio donde preparaban los biofertilizantes y experimentaban con hongos entomopatógenos. Además, tenían una granja de lombricomposta y utilizaban el lixiviado en el riego por microaspersión. Adicionalmente, contaban con una zona para el apiario y una zona de acampar para estudiantes y turistas.



Imagen 1. Huerto de aguacate orgánico “Llanitos”, San Antonio, Acuitzio.

Sitio 2: “Huerta Los Cedritos II”, Los Cedritos, Acuitzio

El muestreo del sitio 2 se realizó en el mes de septiembre del 2019 en la huerta de aguacate denominada “**Los Cedritos II**” (imagen 2) y en un fragmento de bosque colindante con vegetación nativa (imagen 3) en la localidad de Los Cedritos, en el municipio de Acuitzio. La huerta de aguacate tenía cinco años y tenía un manejo agrícola orgánico desde que se inició el cultivo, pero anteriormente fueron tierras destinadas a la agricultura desde hace 30 años, principalmente para el cultivo de maíz. Su extensión era de 210 hectáreas y tenían 510 árboles plantados.



Imagen 2. Huerto de aguacate orgánico “Los Cedritos II”.



Imagen 3. Bosque aledaño al huerto de aguacate orgánico “Los Cedritos”.

Para fertilizar el suelo utilizaban estiércol, de donde se obtenía la principal fuente de nitrógeno. El fósforo y magnesio lo obtenían aplicando sales y roca fosfórica al suelo. También utilizaban ácidos húmicos, lombrices y abono orgánico para mejorar la fertilidad del suelo. Aplicaban lixiviado de lombriz para estimular el crecimiento de raíces nuevas. Los principales polinizadores eran las abejas, ya que contaban con cajones de abejas meliponas que a su vez servían para la producción de miel. Debido a que en el mes de septiembre inicia la floración, se necesitan más abejas para polinizar.

Para el control de plagas utilizaban aceite de higuera y aceite de girasol, los cuales utilizaban como repelente para la chicharrita, araña cristalina y trips. Por otra parte, también utilizaban barreras biológicas como los girasoles, los cuales atraen a la plaga de trips y evita

que ataquen a los árboles de aguacate. Para el control y prevención de los hongos, aplicaban cobre en polvo a las hojas de los árboles tres veces al año.

Sitio 3: “Huerta La Joya de los Duendes”, Huitzicho, Uruapan

El muestreo del sitio 3 se realizó en el mes de mayo del 2019 en la huerta de aguacate “**La Joya de los Duendes**” (imagen 4) y en un remanente de bosque aledaño con vegetación nativa (imagen 5) en la localidad de Huitzicho, en el municipio de Uruapan. Esta huerta tenía alrededor de 50 años y tenía apenas dos años bajo un manejo semi-convencional, donde combinaban prácticas agroecológicas y de agricultura convencional.



Imagen 4. Huerto de aguacate semi-convencional “La Joya de los Duendes”.



Imagen 5. Bosque aledaño al huerto de aguacate semi-convencional “La Joya de los Duendes”.

Para fertilizar el suelo utilizaban insumos de materia orgánica, principalmente composta, estiércol de ganado, guano y escamas de pescado. Para el control de las plagas utilizaban insecticidas químicos, pero a partir del 2019 decidieron utilizar detergente en polvo (de uso doméstico) para combatir las plagas del gusano falso medidor, trips y araña cristalina. También se ha utilizado la flor de jamaica como agente antibacterial en el suelo.

El suelo es de tipo andosol y tiene un pH entre 5 y 6, por lo que aplicaban cenizas (del mismo aguacate) al suelo para modificar su pH. El uso de estiércol también ayuda a aumentar el pH del suelo. La huerta era de temporal y el suelo retenía el 80% de la humedad, por lo que únicamente se regaban a los árboles más pequeños.

DISEÑO DE MUESTREO

Para cada sitio de estudio se realizaron dos tratamientos: 1) suelo de huerto de aguacate y 2) suelo de bosque. En cada sitio (huerto y bosque) se estableció un transecto de 100 x 50 m en una parcela al azar. Se eligieron números aleatorios cada 20 m en la recta de 100 m, y se trazaron 5 transectos (T1-T5) de manera perpendicular a la pendiente principal del terreno (figura 3).

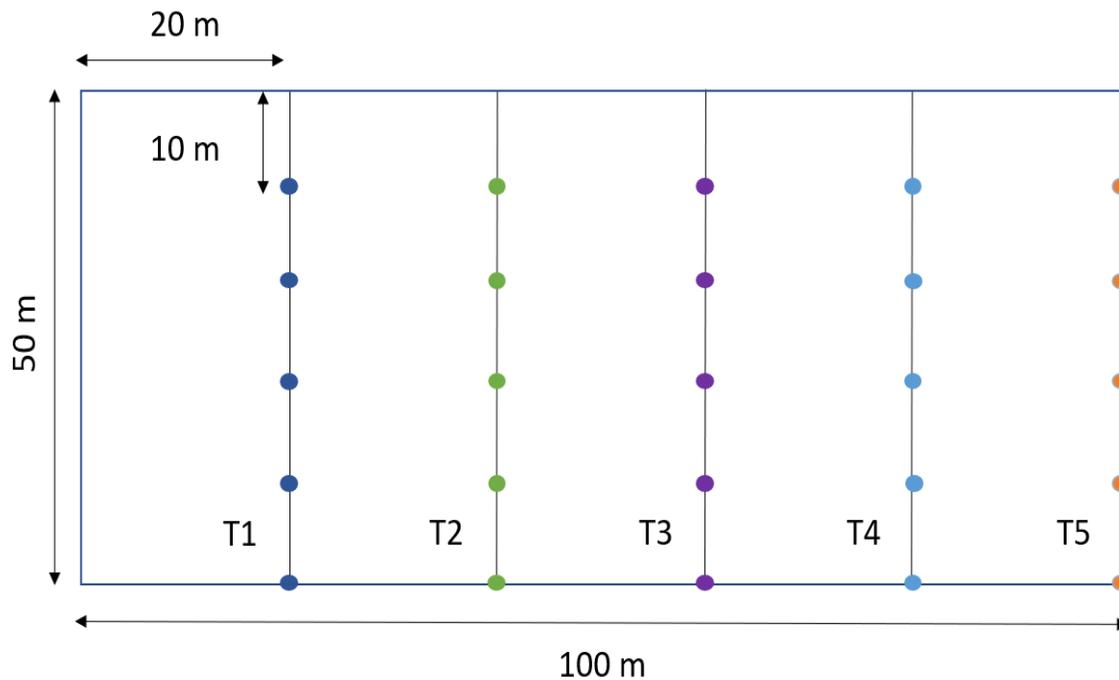


Figura 3. Diseño de muestreo para la colecta de suelo.

El muestreo del suelo se realizó utilizando un nucleador de 5 cm de diámetro en los primeros 15 cm de profundidad del suelo en cada uno de los puntos marcados en los transectos (imagen 6). En total se colectaron 5 submuestras de suelo por transecto (cada 10 m) de (~ 1 kg por cada submuestra). Al final se obtuvieron 5 muestras compuestas de suelo

para cada sitio (~ 5 kg por muestra compuesta). Cada muestra se recolectó en bolsas herméticas y se colocaron dentro de bolsas de plástico negras para detener la actividad microbiana. Se refrigeraron 4°C hasta que se realizaron los análisis correspondientes.



Imagen 6. Colecta de muestras de suelo con un nucleador.

Por cada sitio de estudio se obtuvieron 10 muestras compuestas (5 por cada tratamiento), con una “n” total de 30 muestras compuestas por los 3 sitios de estudio: 1) Llanitos, 2) Cedritos y 3) Huitzicho. Antes de realizar los análisis biogeoquímicos y de actividad enzimática, se prepararon y limpiaron las muestras: se tamizaron con un tamiz de 0.4 cm y se separaron alícuotas de 100 g para los análisis enzimáticos.

ANÁLISIS BIOGEOQUÍMICOS

Humedad y pH

El porcentaje de humedad se obtuvo por medio de un análisis gravimétrico, el cual consiste en comparar el contenido de humedad del suelo fresco y seco. Para este método se tomaron alícuotas de suelo fresco y se registró su peso antes y después del secado en horno a 105° C por 48 horas (USDA, 2004; Dorigo et al., 2011).

Se calculó el porcentaje de humedad con la *ecuación 1*. El porcentaje de humedad se realizó con el objetivo de hacer el ajuste de humedad para todos los análisis que requirieron muestra de suelo fresca (análisis biogeoquímicos y de actividad enzimática).

$$\% \text{ Humedad} = \frac{\text{Peso húmedo} - \text{Peso seco}}{\text{Peso húmedo}} * 100$$

(Ecuación 1)

El pH de la solución del suelo se determinó con una solución 1:2 p/V de suelo con agua desionizada (USDA, 2004). Se leyeron las muestras con un potenciómetro (Thermo Scientific, Orion 3star Plus) previamente calibrado.

Nutrientes Orgánicos Disueltos

Para cuantificar el C, N y P disueltos, se pesó una submuestra de 20 g de suelo fresco. Los resultados se obtuvieron en unidades de $\mu\text{g} \cdot \text{g de suelo seco}^{-1}$, realizando el ajuste de peso utilizando los porcentajes de humedad. A cada muestra se le agregó 80 ml de agua desionizada y se agitaron por 30 minutos a 350 rpm (Jones & Willet, 2006).

Posteriormente, se filtraron las muestras con papel Whatman No. 42 y después se filtraron por vacío con membranas Millipore de 0.45 μm . Se recuperaron aproximadamente 50 ml del extracto y se leyó el C inorgánico disuelto (CID) en el autoanalizador de carbono, utilizando el módulo de acidificación (CM5130). El N inorgánico disuelto (NID) se leyó como NH_4^+ (amonio disuelto) y NO_3^- (nitrato disuelto) y el P inorgánico disuelto (PID) se leyó como PO_4^{3-} (ortofosfato) en el autoanalizador Brann-Lubbe III. Para cuantificar el C total disuelto (CTD) de las muestras, se leyeron en el autoanalizador de C en el módulo para líquidos (UIC-COULOMETRICS; Chicago, E.U.A.).

Después, para la extracción de N y P total disueltos (NTD y PTD), se tomó una alícuota de 20 ml del extracto anterior y se realizó una digestión agregando 1 ml de H_2SO_4 concentrado a 275°C durante 2 horas. Posteriormente se adicionó 1 ml de H_2O_2 al 30% y se volvió a calentar hasta terminar la digestión.

Después se neutralizaron las muestras, se aforaron a 50 ml y se filtraron por papel Whatman No. 42. Los extractos de NTD se leyeron como NH_4^+ y el PTD como PO_4^{3-} en el autoanalizador Brann-Lubbe III. El P orgánico disuelto (POD) se determinó calculando la diferencia entre el PTD y el PID; el N orgánico disuelto (NOD) se calculó por la diferencia entre el NTD y el NID. El C orgánico disuelto (COD) se calcula por la diferencia entre el CTD y el CID (que en estas muestras fue de cero).

Nutrientes Inorgánicos Disponibles

Se determinaron las formas inorgánicas disponibles de N (NH_4^+ y NO_3^- disponibles) y de P (PO_4^{3-}). Los resultados se obtuvieron en unidades de $\mu\text{g} \cdot \text{g de suelo seco}^{-1}$, realizando el ajuste de peso utilizando los porcentajes de humedad. Para determinar el **N disponible** en el suelo, se pesaron 10 g de suelo fresco de cada muestra, se añadieron 50 ml de cloruro de potasio (KCl) 2 N y se agitaron por 30 minutos a 350 rpm. A continuación, se filtraron en Whatman No. 1. La cuantificación de las formas inorgánicas de N se realizó por medio del método colorimétrico de hipoclorito-fenol en el autoanalizador Bran-Lubbe III (Nordersdt, Alemania) (Robertson et al., 1999).

Para determinar el **P disponible**, se siguió el método de fraccionamiento secuencial de Hedley et al., (1982). Se pesaron 2.5 g de suelo fresco de cada muestra, se añadieron 80 ml de bicarbonato de sodio (NaHCO_3) ajustado a un pH de 8.5, se agitaron durante 16 horas y se centrifugaron durante 25 minutos a 6000 rpm (Centrífuga Thermo Scientific, SL 16).

Posteriormente, el sobrenadante se filtró en papel Whatman No. 42 y se tomó una alícuota de 5 ml. A esa muestra se le agregó gota de fenolftaleína y se añadieron gotas de NaOH a diferentes concentraciones (0.5, 1 y 5 M) hasta que el color viró a rosa. Después, se neutralizaron agregando HCl 1 M y se aforaron a 25 ml con agua desionizada. Finalmente, las muestras se leyeron en el autoanalizador Bran-Luebbe III (Norderstedt, Alemania).

Nutrientes en Biomasa Microbiana

Para determinar las concentraciones de nutrientes en biomasa microbiana se utilizó el método de extracción-fumigación con cloroformo (Vance et al., 1987). Este método se basa en el principio de la degradación celular (lisis microbiana) causada por el cloroformo, dejando los componentes celulares, especialmente el citoplasma, disponibles para la extracción (Vance et al., 1987; Joergensen, 1996). Los resultados se obtuvieron en unidades de $\mu\text{g} \cdot \text{g de suelo seco}^{-1}$, realizando el ajuste de peso utilizando los porcentajes de humedad.

Para cuantificar el **Carbono Microbiano** (C microbiano) y **Nitrógeno Microbiano** (N microbiano) se pesaron 20 g de suelo por duplicado en tubos Nalgene y en vasos de precipitado de vidrio para los tratamientos no fumigados y fumigados, respectivamente. Se humedecieron las muestras a capacidad de campo y se incubaron por 24 horas a 28 °C. Posterior a la incubación, se realizó una extracción utilizando 80 ml de K_2SO_4 0.5 M y se agitaron las muestras durante 30 minutos a velocidad baja. Las muestras se filtraron por Whatman No. 42 (Brookes et al., 1985)

Para cuantificar el C microbiano se tomó una alícuota del extracto obtenido de las muestras fumigadas y sin fumigar para determinar el carbono total (CT microbiano) y el carbono inorgánico microbiano (CI microbiano) en un Autoanalizador de Carbono Total (UIC Mod. Cm 5012; Chicago, E.U.A.). Se determinó el carbono orgánico microbiano (CO microbiano) por el método colorimétrico y se calculó restando el C extraído de las muestras no fumigadas del C extraído de las muestras fumigadas y dividiéndolo entre un valor de K_{EC} de 0.45 (Joergensen et al., 1996).

Para la extracción del N microbiano, se tomó una alícuota del extracto y se filtró por Whatman No. 1 y se realizó una digestión utilizando 10 ml de H_2SO_4 concentrado y 0.6 ml

CuSO₄ 0.19 M como catalizador. La digestión se realizó a 300 °C durante 2 horas (Brookes, 1985). Una vez digeridas las muestras se filtraron por Whatman No. 1 y se recuperó en viales. Para determinar el N microbiano, se cuantificó el N total de las muestras fumigadas y sin fumigar por el método colorimétrico en el Autoanalizador Bran-Luebbe III (modelo AA3; Norderstedt, Alemania). El N orgánico microbiano se calculó de una manera similar al C microbiano, pero se dividió entre un valor K_{EC} de 0.54 (Joergensen & Mueller, 1996).

Para obtener el **Fósforo Microbiano** (P microbiano), se pesaron 2.5 g de suelo por duplicado para los tratamientos de fumigación con cloroformo y sin fumigar. Se humedecieron las muestras a capacidad de campo y se incubaron ambos tratamientos por 24 horas a 28 °C. Posterior a la incubación, se adicionaron 30 ml de bicarbonato de sodio (NaHCO₃) 0.5 M a pH 8.5 para extraer la fracción lábil de cada muestra (Hedley et al., 1982) y se agitaron a 150 rpm durante 16 horas. Después de la agitación, se centrifugaron las muestras a 6000 rpm por 25 minutos y se filtraron las muestras por Whatman No. 42. Se tomaron alícuotas de 5 ml del filtrado y se adicionaron 1.11 ml de H₂SO₄ 11 N y 0.7 ml de persulfato de amonio ((NH₄)₂S₂O₈) al 50 % y se digirieron las muestras en una autoclave a 121 °C (1 a 4 kg cm⁻²) durante 1 hora. Posterior a la digestión, se neutralizaron los extractos a un pH entre 6.5 y 7 con NaOH 5N.

Para la lectura de las muestras se utilizó el método de cuantificación de fósforo inorgánico por colorimetría con el sistema reductor de ácido ascórbico y antimonio como catalizador (Murphy & Riley, 1962), utilizando una solución para el desarrollo de color que contiene molibdato de amonio, tratato de antimonio y potasio, H₂SO₄ y ácido ascórbico. Se colocaron 5 ml de esta solución con 5 ml de muestra y la mezcla se aforó a 50 ml. Cada muestra se leyó en un Autoanalizador Bran-Luebbe III (modelo AA3; Norderstedt,

Alemania). Las concentraciones finales de C, N y P microbianos se calcularon de acuerdo con la ecuación 2:

$$[]_{Microbiano} = \frac{[]_{Fumigado} - []_{Sin\ fumigar}}{Coeficiente\ de\ extracción}$$

(Ecuación 2)

Donde [] representa la concentración de C, N o P microbianos y K_{EC} (coeficiente de extracción) el factor de recuperación. Se utilizó un K_{EC} diferente para cada nutriente; para C microbiano fue de 0.45 (Joergensen, 1996), para N microbiano fue de 0.54 (Joergensen & Mueller, 1996) y de 0.4 para P microbiano (Hedley et al., 1982).

ANÁLISIS DE ACTIVIDAD ENZIMÁTICA

Actividad Enzimática

Para medir la actividad enzimática en el suelo se siguió el método utilizado por Baldrian (2009). Se realizó una determinación espectrofotométrica del p-nitrofenol (p-NP) liberado por gramo de suelo por unidad de tiempo, cuando el suelo es incubado con un sustrato unido a p-NP (pNP-sustrato) en una solución buffer. Este método fue utilizado para 4 de las 5 enzimas que se analizaron: β -glucosidasa (β G), β -N-acetil glucosaminidasa (NAG), fosfomonoesterasa (FM), fosfodiesterasa (FD).

En la tabla 1 se muestran las enzimas cuantificadas, los sustratos, la concentración, el tiempo y la temperatura de incubación de cada muestra para determinar la actividad enzimática, así como los procesos en los cuales intervienen dichas enzimas. Las unidades de la actividad enzimática se midieron en: $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$.

Tabla 1. Enzimas, sustratos, concentración, tiempo y temperatura de incubación y los procesos involucrados para cada enzima.

Enzima	Sustrato	Concentración	Incubación (t y T °)	Proceso
β-glucosidasa (βG)	pNP-glucopiranoside	5 mM	2 h – 28 °C	Degradación de celulosa
Polifenol oxidasa (PO)	ABTS	5 mM	1 h – 28 °C	Transformación de lignina
β-N-acetil glucosaminidasa (NAG)	pNP- β -n-acetyl-glucosaminide	2 mM	2 h – 28 °C	Degradación de polisacáridos
Fosfomonoesterasa (FM)	pNP-phosphate	5 mM	2 h – 28 °C	Adquisición de fósforo
Fosfodiesterasa (FD)	B-pNP-phosphate	5 mM	2 h – 28 °C	

Para calcular la actividad enzimática, se pesaron 2 g de suelo cada muestra y se adicionaron 30 ml de buffer MUB 1X (Modified Universal Buffer) ajustado al pH de las muestras de suelo previamente medido con NaOH 1N. Se agitaron las muestras durante 15 minutos. Posterior a la agitación, se prepararon 3 réplicas para cada muestra, colocando 670 µl del homogeneizado en tubos Eppendorf de 1.5 ml y se adicionaron 670 µl del sustrato (de la enzima de la cual se determinó la actividad enzimática). Se prepararon controles de muestra, tomando 670 µl del homogeneizado y 670 µl del MUB 1X. Por cada ensayo se prepararon controles de sustrato, colocando 670 µl del sustrato y 670 µl del MUB 1X. Se agitaron las muestras en el vórtex y se incubaron a la temperatura y tiempo específicos para cada enzima.

Actividad Enzimática Específica

La actividad enzimática y las concentraciones de C, N y P en la biomasa microbiana fueron utilizadas para calcular la actividad enzimática específica (AEE), como un indicador de la eficiencia de la actividad enzimática en relación con la biomasa microbiana (ecuación 3) (Chávez-Vergara et al., 2016):

$$AEE = \frac{A}{\text{Nutriente en biomasa microbiana}}$$

(Ecuación 3)

Donde AEE, representa la actividad enzimática específica expresada en μmol de pNP liberado por microgramo de nutriente microbiano por hora ($\mu\text{mol pNP } \mu\text{g-nutriente mic}^{-1} \text{ h}^{-1}$); A, representa la actividad enzimática (βG , POX, NAG, FM, FD, expresadas anteriormente); y el nutriente microbiano representa la concentración de C, N y P en la biomasa microbiana (en $\mu\text{g g}^{-1}$) para ser asociado.

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para comparar el efecto del cambio de uso de suelo en la dinámica de nutrientes y la actividad microbiana en el suelo se realizó un análisis de varianza sin transformación de datos con una prueba de T de Student. Se compararon los datos de los parámetros biogeoquímicos, actividad enzimática y actividad enzimática específica (AEE).

La comparación se hizo entre las muestras de suelo de fragmento de bosque y huerto de aguacate para cada sitio: 1) Llanitios, 2) Cedritos y 3) Huitzicho. No se realizaron comparaciones entre sitios. Se utilizó el programa IBM SPSS para realizar los análisis estadísticos.

6. RESULTADOS

Los resultados se presentan de manera independiente comparando el huerto y bosque de cada sitio. A continuación, los resultados se distribuyen de la siguiente manera: análisis de las variables biogeoquímicas (pH, nutrientes orgánicos disueltos, nutrientes inorgánicos disponibles y nutrientes en biomasa microbiana) y análisis de los cocientes de los nutrientes disueltos orgánicos y nutrientes en biomasa microbiana. En la siguiente sección se presentan los análisis de la actividad enzimática y actividad enzimática específica, seguidos de los cocientes de la actividad enzimática y cocientes de la actividad enzimática específica.

Análisis biogeoquímicos

En **Llanitos** (sitio 1), no se presentaron diferencias significativas en el pH entre el suelo del huerto de aguacates y el suelo de bosque (tabla 2). No hubo diferencias significativas en los nutrientes orgánicos disueltos.

Respecto a los nutrientes inorgánicos disponibles, el NO_3^- la concentración fue mayor en el suelo del huerto ($3.1 \mu\text{g/g}$ suelo) que el bosque ($0 \mu\text{g/g}$ suelo). Para el NH_4^+ , se observó una concentración más alta en el suelo del huerto ($7.1 \mu\text{g/g}$ suelo) que el bosque ($1.9 \mu\text{g/g}$ suelo, respectivamente). No hubo diferencias significativas en los nutrientes en biomasa microbiana (tabla 2).

En **Cedritos** (sitio 2), el pH tuvo un valor más alto en el bosque (6.8) que en el huerto (6.2) (tabla 2). No hubo diferencias significativas en los nutrientes orgánicos disueltos. Sin embargo, el nutriente inorgánico disponible NH_4^+ tuvo una diferencia significativa con un valor más alto para el bosque ($5.7 \mu\text{g/g}$ suelo) comparado con el huerto (0). En cuanto a los

nutrientes microbianos, el nutrientes C microbiano tuvo mayor concentración en el suelo de bosque (295 µg/g suelo) que en el huerto (155µg/g suelo). En el N microbiano hubo una concentración más alta en el bosque (77.9 µg/g suelo) que en el huerto (36.1 µg/g suelo) (tabla 2).

Tabla 2. Medias (± error estándar) del pH, nutrientes en sus formas disponibles, disueltas y microbianas para suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

PARÁMETROS	Agricultura Orgánica			Agricultura Semi-convencional					
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
Variables	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
pH	6.7 (± 0.03)	6.4 (± 0.1)	0.064	6.8 ^A (± 0.13)	6.2 ^B (± 0.16)	0.033*	6.3 ^B (± 0.14)	6.9 ^A (± 0.13)	0.023*
COD ^a	3,700 (± 370)	4,553 (± 230)	0.086	38.9 (± 6.35)	24.5 (± 3.01)	0.074	51.2 (± 10.9)	36.1 (± 7.52)	0.285
NOD ^b	109 (± 10.2)	129 (± 18.3)	0.362	1.25 (± 0.11)	0.80 (± 0.10)	0.017	3.29 (±0.52)	2.95 (±0.43)	0.619
POD ^c	0.72 (± 0.06)	0.42 (± 0.12)	0.057	4.49 (± 0.16)	4.82 (± 0.22)	0.251	1.87 (± 0.05)	2.17 (± 0.45)	0.531
NO ₃ ^{-d}	0 ^B	3.1 ^A (± 0.73)	0.003*	0.01 (± 0.01)	1.32 (± 0.73)	0.113	0 ^B	1.94 ^A (± 0.82)	0.045*
NH ₄ ^{+e}	1.9 ^B (± 0.48)	7.1 ^A (± 1.25)	0.005*	5.7 ^A (± 0.77)	0 ^B	<0.001*	2.98 ^A (± 0.2)	1.01 ^B (± 0.97)	<0.001*
PO ₄ ^{3-f}	0	2.8 (± 2.5)	0.084	0.17 (± 0.17)	18.2 (± 8.68)	0.072	0.96 ^B (± 0.97)	56.1 ^A (± 14.6)	0.005*
C _{mic} ^g	358 (± 87.1)	948 (± 145)	0.008	295 ^A (± 30.2)	155 ^B (± 23.2)	0.006*	174 (± 54.3)	191 (± 48.5)	0.818
N _{mic} ^h	56.7 (± 4.76)	72.4 (± 7.40)	0.112	77.9 ^A (± 4.91)	36.1 ^B (± 7.19)	0.001*	21.3 (± 2.59)	32.4 (± 5.6)	0.112
P _{mic} ⁱ	4.1 (±1.52)	5.9 (± 0.90)	0.365	16.9 (±3.36)	17.1 (±2.95)	0.955	5.13 ^B (± 0.54)	15.6 ^A (± 1.32)	<0.001*

Los valores en **negritas*** representan las diferencias significativas (P < 0.05) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Las unidades de Nutrientes Microbianos (C_{mic}, N_{mic}, P_{mic}), Nutrientes Orgánicos Disueltos (COD, NOD, POD) y Nutrientes Inorgánicos Disponibles (NO₃⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻) se midieron en µg/g suelo. Variables: ^a Carbono Orgánico Disuelto, ^b Nitrógeno Orgánico Disuelto, ^c Fósforo Orgánico Disuelto, ^d Nitrato Inorgánico Disponible, ^e Amonio Inorgánico Disponible, ^f Ortofosfato Inorgánico Disponible, ^g Carbono microbiano, ^h Nitrógeno microbiano, ⁱ Fósforo microbiano.

En **Huitzicho** (sitio 3), el pH tuvo un valor más alto en el huerto que en el bosque (6.9 y 6.3 $\mu\text{g/g}$ suelo, respectivamente) (tabla 2). No hubo diferencias significativas en los nutrientes orgánicos disueltos. Respecto a los nutrientes inorgánicos disueltos, el NO_3^- tuvo un valor más alto en el huerto (1.94 $\mu\text{g/g}$ suelo) comparado con el bosque (0 $\mu\text{g/g}$ suelo); el PO_4^{3-} tuvo mayor concentración en el huerto (56.1 $\mu\text{g/g}$ suelo) que en el bosque (0.96 $\mu\text{g/g}$ suelo); el NH_4^+ presentó un valor más alto para el bosque (2.98 $\mu\text{g/g}$ suelo) comparado con el huerto (1.01 $\mu\text{g/g}$ suelo). Respecto a los resultados de los nutrientes microbianos, hubo diferencias significativas para el P microbiano, con una mayor concentración en el huerto (15.6 $\mu\text{g/g}$ suelo) que en el bosque (5.13 $\mu\text{g/g}$ suelo) (tabla 2).

Cocientes de nutrientes orgánicos disueltos y nutrientes microbianos

En el suelo del sitio **Llanitos** (sitio 1), los resultados de los cocientes de nutrientes orgánicos disueltos y los nutrientes microbianos no presentaron diferencias significativas (tabla 3).

En **Cedritos** (sitio 2), los resultados de los cocientes de los nutrientes orgánicos disueltos de COD: POD hubo un valor más alto para el bosque (8.69) que el huerto (5.14). Para el cociente NOD: POD también hubo un valor más alto en bosque (0.28) que en el huerto (0.17). No obstante, no se mostraron diferencias significativas en los nutrientes microbianos (tabla 3).

En **Huitzicho** (sitio 3), el cociente de los nutrientes orgánicos COD: POD tuvo un valor mayor en el huerto (70.7) que en el bosque (27.3). Para el cociente NOD: POD, el valor más alto lo tuvo el huerto (3.20) comparado con el bosque (1.76). Los cocientes de los nutrientes microbianos no presentaron diferencias significativas (tabla 3).

Tabla 3. Medias (\pm error estándar) de los cocientes de los nutrientes microbianos y nutrientes orgánicos disueltos de muestras de suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

PARÁMETROS	Agricultura Orgánica						Agricultura Semi-convencional		
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
COD: NOD	35.4 (\pm 5.21)	37.4 (\pm 4.0)	0.773	30.9 (\pm 3.54)	31.8 (\pm 3.87)	0.864	18.3 (\pm 6.19)	12.8 (\pm 2.54)	0.556
COD: POD	5223 (\pm 532)	16,470 (\pm 6,134)	0.105	8.69 ^A (\pm 1.33)	5.14 ^B (\pm 0.72)	0.047*	27.3 ^B (\pm 5.79)	70.7 ^A (\pm 9.03)	0.004*
NOD: POD	154 (\pm 12.6)	435 (\pm 157)	0.112	0.28 ^A (\pm 0.02)	0.17 ^B (\pm 0.02)	0.007*	1.76 ^B (\pm 0.26)	3.20 ^A (\pm 0.28)	0.005*
C _{mic} : N _{mic}	6.83 (\pm 1.99)	13.5 (\pm 2.13)	0.052	3.82 (\pm 0.44)	5.71 (\pm 1.90)	0.361	9.40 (\pm 3.85)	15.04 (\pm 2.67)	0.264
C _{mic} : P _{mic}	202 (\pm 93.3)	187 (\pm 19.4)	0.890	25.5 (\pm 10.4)	10.6 (\pm 2.40)	0.199	34.6 (\pm 13.6)	28.8 (\pm 4.33)	0.667
N _{mic} : P _{mic}	48.8 (\pm 28.4)	12.5 (\pm 1.79)	0.296	6.99 (\pm 3.02)	2.17 (\pm 0.41)	0.151	4.19 (\pm 0.92)	2.16 (\pm 0.38)	0.064

Los valores en **negritas*** representan las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Las proporciones de los nutrientes microbianos y nutrientes orgánicos disueltos se obtuvieron en relación de C: N, C: P y N: P. Variables: Carbono Orgánico Disuelto (COD), Nitrógeno Orgánico Disuelto (NOD), Fósforo Orgánico Disuelto (POD) y Carbono microbiano (C_{mic}), Nitrógeno microbiano (N_{mic}), Fósforo microbiano (P_{mic}).

Análisis de actividad enzimática y actividad enzimática específica

En el suelo de **Llanitos** (sitio 1), en la actividad de la enzima β G hubo una concentración mayor para el bosque (0.1 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) que en el huerto (0.006 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) (tabla 4). Por otra parte, no se observaron diferencias significativas para la actividad enzimática específica (AEE) (tabla 5).

Tabla 4. Medias (\pm error estándar) de la actividad enzimática para suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

PARÁMETROS	Agricultura Orgánica						Agricultura Semi-convencional		
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
β G ^a	0.1 ^A (± 0.01)	0.06 ^B (± 0.004)	0.011*	0.04 (± 0.007)	0.18 (± 0.10)	0.219	0.02 (± 0.003)	0.02 (± 0.003)	0.142
PO ^b	13.3 (± 6.08)	19.7 (± 3.82)	0.409	39.9 ^A (± 6.53)	16.5 ^B (± 2.72)	0.011*	22.3 (± 3.13)	16.0 (± 1.73)	0.120
NAG ^c	0.17 (± 0.04)	0.12 (± 0.02)	0.289	0.04 (± 0.01)	0.02 (± 0.003)	0.250	0.04 (± 0.01)	0.02 (± 0.007)	0.190
FM ^d	0.11 (± 0.04)	0.1 (± 0.05)	0.996	0.26 (± 0.07)	0.10 (± 0.03)	0.065	0.19 ^A (± 0.03)	0.06 ^B (± 0.006)	0.010*
FD ^e	0.1 (± 0.04)	0.11 (± 0.05)	0.087	0.04 ^A (± 0.006)	0.02 ^B (± 0.003)	0.023*	0.02 (± 0.007)	0.02 (± 0.001)	0.866

Los valores en **negritas*** representan las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Las unidades de la actividad enzimática se midieron en $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$. Variables: ^a β -glucosidasa, ^b Polifenol oxidasa, ^c β -n-acetil-glucosaminidasa, ^d Fosfomonoesterasa, ^e Fosfodiesterasa.

En **Cedritos** (sitio 2), en la actividad de la enzima PO hubo una concentración más alta en el bosque (39.3 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) que en el huerto (16.5 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$). La actividad de la enzima FD tuvo mayor concentración en el bosque (0.04 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) que en el huerto (0.02 $\mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) (tabla 4). En la AEE, se observó una diferencia significativa para la AEE PO con una concentración más alta en el bosque (339 $\mu\text{mol pNP } \mu\text{g-nutriente mic}^{-1} \text{h}^{-1}$) que en el huerto (101 $\mu\text{mol pNP } \mu\text{g-nutriente mic}^{-1} \text{h}^{-1}$) (tabla 5).

Tabla 5. Medias (\pm error estándar) de la actividad enzimática específica (AEE) para suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

PARÁMETROS	Agricultura Orgánica						Agricultura Semi-convencional		
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
AEE βG	0.44 (± 0.17)	0.07 (± 0.008)	0.057	0.15 (± 0.03)	1.07 (± 0.60)	0.166	0.17 (± 0.07)	0.14 (± 0.03)	0.736
AEE PO	63.7 (± 49.1)	27.3 (± 13.1)	0.502	339 ^A (± 92.8)	101 ^B (± 22.02)	0.037*	81.0 (± 15.9)	127 (± 43.2)	0.349
AEE NAG	3.12 (± 0.70)	1.77 (± 0.28)	0.112	0.52 (± 0.15)	0.93 (± 0.34)	0.300	2.57 (± 1.36)	0.59 (± 0.24)	0.189
AEE FM	27.4 (± 16.5)	22.8 (10.2)	0.823	29.7 (± 18.9)	7.92 (± 3.13)	0.345	39.02 ^A (± 4.45)	3.62 ^B (± 0.26)	<0.001*
AEE FD	57.7 (± 39.8)	15.3 (± 2.27)	0.329	3.87 (± 2.18)	1.40 (± 0.20)	0.353	3.76 (± 1.60)	1.15 (± 0.15)	0.180

Los valores en **negritas*** representan las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Las unidades de la actividad enzimática específica en $\mu\text{mol pNP } \mu\text{g-nutriente mic}^{-1} \text{h}^{-1}$ Variables: Actividad Enzimática Específica (AEE), ^a β -glucosidasa, ^b Polifenol oxidasa, ^c β -n-acetil-glucosaminidasa, ^d Fosfomonoesterasa, ^e Fosfodiesterasa. NOTA: La actividad enzimática específica se calculó dividiendo la actividad enzimática de las enzimas βG , POX, NAG, FM y FD entre los valores de las concentraciones de los nutrientes C, N y P en la biomasa microbiana.

En **Huitzicho** (sitio 3), solo se mostró una diferencia significativa en la actividad de la enzima FM, presentando mayor concentración en el bosque ($0.19 \mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) contra el huerto ($0.06 \mu\text{mol h}^{-1} \text{gMOS}^{-1}$) (tabla 4). En cuanto la AEE, mostró una diferencia significativa para la AEE FM, con una concentración mayor en el bosque ($39.02 \mu\text{mol pNP } \mu\text{g-nutriente}^{-1} \text{h}^{-1}$) que en el huerto ($3.62 \text{ pNP } \mu\text{g-nutriente}^{-1} \text{h}^{-1}$) (tabla 5).

Cocientes de actividad enzimática y actividad enzimática específica

En **Llanitos** (sitio 1), no se presentaron diferencias significativas en ningún cociente de las variables de la actividad enzimática y la AEE.

En **Cedritos** (sitio 2), no se mostró ninguna diferencia significativa en los cocientes de la actividad enzimática (tabla 6). Sin embargo, respecto a los cocientes de la AEE, el cociente de la AEE PO: FM tuvo mayor concentración en el huerto (30.4) que en el bosque (9.64) (tabla 7).

En **Huitzicho** (sitio 3), el cociente de la actividad enzimática βG : NAG tuvo un valor más alto en el huerto (2.05) que en el bosque (0.53). El cociente de la actividad enzimática βG : FM tuvo un valor más alto en el huerto (0.36) que en el bosque (0.09) (tabla 6). Con respecto a las proporciones de la AEE, hubo una diferencia significativa para la AEE βG : FM, con una concentración más alta para el huerto (0.04) contra el bosque (0.005) (tabla 7).

Tabla 6. Medias (\pm error estándar) de los cocientes de la actividad enzimática para suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

Cocientes	Agricultura Orgánica						Agricultura Semi-convencional		
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
β G: NAG	0.68 (\pm 0.11)	0.50 (\pm 0.07)	0.206	1.77 (\pm 0.72)	9.80 (\pm 5.87)	0.211	0.53 ^B (\pm 0.10)	2.05 ^A (\pm 0.64)	0.047*
PO: NAG	130 (\pm 77.7)	184 (\pm 51.3)	0.584	1334 (\pm 353)	1413 (\pm 451)	0.893	950 (\pm 390)	663 (\pm 59.03)	0.489
β G: FM	1.59 (\pm 0.57)	0.86 (\pm 0.24)	0.270	0.19 (\pm 0.03)	10.5 (\pm 9.88)	0.327	0.09 ^B (\pm 0.008)	0.36 ^A (\pm 0.05)	0.001*
β G: FD	0.81 (\pm 0.16)	0.67 (\pm 0.06)	0.425	1.25 (\pm 0.18)	11.2 (\pm 6.31)	0.155	1.09 (\pm 0.82)	1.23 (\pm 0.17)	0.901
PO: FM	399 (\pm 289)	372 (\pm 207)	0.941	219 (\pm 33.3)	257 (\pm 51.6)	0.538	114 (\pm 30.5)	362 (\pm 226)	0.309
PO: FD	111 (\pm 42.7)	224 (\pm 43.1)	0.111	3357 (\pm 1670)	909 (\pm 185)	0.219	632 (\pm 65.2)	1107 (\pm 360)	0.231
NAG: FM	2.09 (\pm 0.42)	1.83 (\pm 0.46)	0.690	0.18 (\pm 0.05)	0.53 (\pm 0.31)	0.305	0.20 (\pm 0.05)	0.37 (\pm 0.17)	0.335
NAG: FD	1.36 (\pm 0.40)	1.42 (\pm 0.20)	0.888	1.37 (\pm 0.49)	1.61 (\pm 0.42)	0.713	4.17 (\pm 2.28)	1.29 (\pm 0.74)	0.296

Los valores en **negritas*** las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Los cocientes de la actividad enzimática se obtuvieron en relación de C: N, C: P y N: P. Variables: ^a β -glucosidasa, ^b Polifenol oxidasa, ^c β -n-acetil-glucosaminidasa, ^d Fosfomonoesterasa, ^e Fosfodiesterasa.

Tabla 7. Medias (\pm error estándar) de los cocientes de la actividad enzimática específica (AEE) para suelo de huerto de aguacate con distinto manejo agrícola y de fragmentos de bosque en los sitios de Llanitos y Cedritos (Acuitzio) y Huitzicho (Uruapan) en el estado de Michoacán. El valor estadístico de P se realizó con una prueba T de Student.

Cocientes	Agricultura Orgánica						Agricultura Semi-convencional		
	LLANITOS			CEDRITOS			HUITZICHO		
	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P	Bosque	Huerto	P
AEE β G: NAG	0.16 (\pm 0.07)	0.04 (\pm 0.01)	0.112	1.76 (\pm 0.72)	9.80 (\pm 5.87)	0.211	0.13 (\pm 0.05)	0.35 (\pm 0.09)	0.069
AEE PO: NAG	38.9 (\pm 33.5)	20.4 (\pm 11.1)	0.619	274 (\pm 102)	243 (\pm 62.3)	0.797	283 (\pm 124)	190 (\pm 73.2)	0.535
AEE β G: FM	0.03 (\pm 0.02)	0.004 (\pm 0.001)	0.299	0.19 (\pm 0.03)	13.1 (\pm 12.3)	0.271	0.005 ^B (\pm 0.002)	0.04 ^A (\pm 0.01)	0.006*
AEE β G: FD	0.01 (\pm 0.005)	0.004 (\pm 0.001)	0.199	1.24 (\pm 0.17)	13.6 (\pm 7.48)	0.101	0.14 (\pm 0.13)	0.16 (\pm 0.04)	0.897
AEE PO: FM	10.1 (\pm 9.08)	0.84 (\pm 0.30)	0.429	9.64 ^B (\pm 3.64)	30.4 ^A (\pm 7.58)	0.049*	7.3 (\pm 3.07)	47.5 (\pm 27.2)	0.181
AEE PO: FD	2.35 (\pm 1.55)	0.94 (\pm 0.16)	0.480	231 (\pm 202)	118 (\pm 31.8)	0.610	35.8 (\pm 8.42)	229 (\pm 166)	0.279
AEE NAG: FM	0.17 (\pm 0.07)	0.13 (\pm 0.04)	0.643	0.18 (\pm 0.02)	0.61 (\pm 0.12)	0.259	0.07 (\pm 0.03)	0.20 (\pm 0.08)	0.227
AEE NAG: FD	0.14 (\pm 0.09)	0.13 (\pm 0.04)	0.906	1.36 (\pm 0.48)	1.19 (\pm 0.08)	0.773	1.46 (\pm 0.82)	0.66 (\pm 0.38)	0.426

Los valores en **negritas*** representan las diferencias significativas ($P < 0.05$) entre las muestras de suelo de bosque y huerto en los sitios de Llanitos (sitio 1), Cedritos (sitio 2) y Huitzicho (sitio 3). Los cocientes de la actividad enzimática específica (AEE) se obtuvieron en relación de C: N, C: P y N: P. Variables: ^a β -glucosidasa, ^b Polifenol oxidasa, ^c β -n-acetil-glucosaminidasa, ^d Fosfomonoesterasa, ^e Fosfodiesterasa.

7. DISCUSIÓN

Con el propósito de analizar la dinámica de nutrientes y discutir el efecto del cambio uso de suelo (CUS) de un sistema forestal a un sistema agrícola, se midió la diversidad funcional del suelo asociada a las transformaciones de moléculas con C, N y P y la salud del suelo (relacionada con la fertilidad y productividad de los suelos). Debido a que el objetivo del estudio fue comparar la diversidad funcional entre suelos de bosque y huerto, la discusión está organizada siguiendo el mismo esquema utilizado durante todo el escrito en donde se aborda cada sitio de manera independiente.

Sitio 1: “Huerta Llanitos”, San Antonio, Acuitzio

Las principales diferencias observadas asociadas al CUS entre bosques nativos y huertos de aguacate en **Llanitos** están vinculadas a los nutrientes inorgánicos disponibles NO_3^- y NH_4^+ . El suelo del huerto presentó mayor concentración de ambos nutrientes en comparación con el suelo del bosque (tabla 2, figura 4). Adicionalmente, se observaron diferencias significativas en la actividad de la enzima βG con una concentración mayor en el suelo del bosque que en el huerto (tabla 4, figura 4). Las demás variables analizadas no mostraron diferencias significativas entre el suelo del bosque y el suelo del huerto.

Los resultados sugieren que la mayor concentración de los nutrientes NO_3^- y NH_4^+ disponibles en el suelo del huerto puede deberse al manejo orgánico que es llevado a cabo en el sistema agrícola. En este sistema, los insumos que utilizan para fertilizar son preparados de materia orgánica como las algas marinas, lombricomposta y estiércol, principalmente.

SITIO 1 "LLANITOS"

a) Dinámica de nutrientes en el bosque

b) Dinámica de nutrientes en el huerto

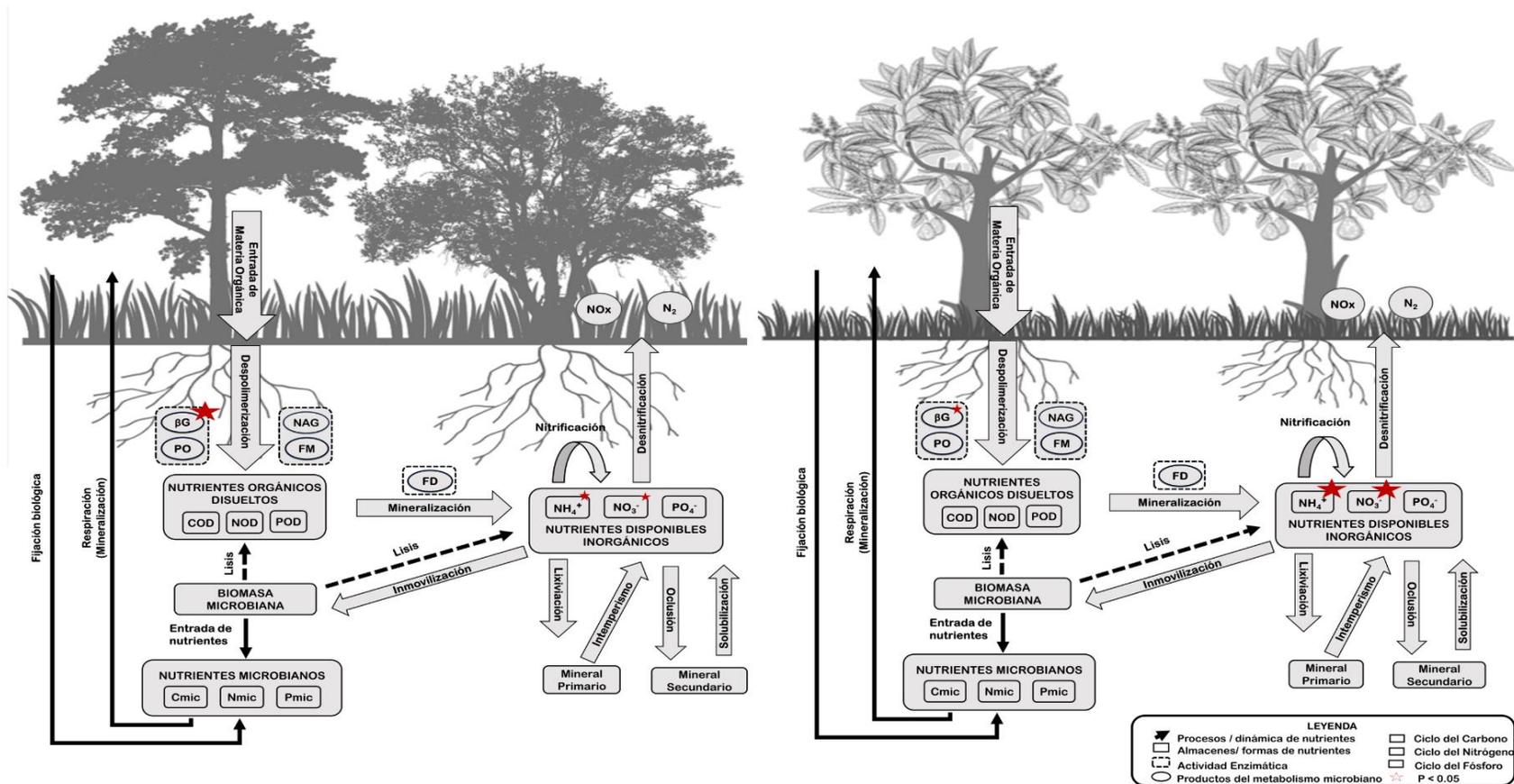


Figura 4. Dinámica de Nutrientes en el Bosque (a) y Huerto (b) de Llanitos. Las variables en rojo representan las diferencias significativas comparadas entre sitios. El tamaño de las estrellas en color rojo representa dónde se registró mayor concentración de nutrientes o mayor actividad enzimática.

Varios estudios han comprobado que la fertilización orgánica tiene varios efectos positivos sobre los cultivos agrícolas, ya que aumentan las concentraciones del C y N orgánicos en la solución del suelo (Kwiatkowski et al., 2020). Diversos autores (Fuka et al., 2008; Hai et al. 2009; Cerón & Aristizábal, 2012; Vázquez & Loli, 2018; Celestina et al., 2019; Kwiatkowski et al. 2020), reportaron que la aplicación de enmiendas orgánicas promovió mayores concentraciones de C, N y P en el suelo y, por lo tanto, cultivos con mayor producción y crecimiento comparado con cultivos que utilizan fertilización química.

Por otro lado, la enzima β -glucosidasa (β G) ha sido extensamente estudiada debido a que juega un rol crucial en el ciclo del C en el suelo y en la descomposición de la materia orgánica en el suelo (MOS) (Acosta-Martínez & Tabatabai, 2000; Adetunji et al., 2017). Además, la β G se encuentra ampliamente distribuida en el suelo (Utobo & Tewari, 2015), por lo cual es la enzima más utilizada como indicador de la calidad del suelo (Bandick & Dick, 1999). Así mismo, debido a su alta sensibilidad a los cambios de pH en el suelo, también resulta un indicador bioquímico confiable para medir los cambios ambientales en el suelo (Acosta-Martínez & Tabatai, 2000). Los datos obtenidos permiten observar que en el suelo del bosque la comunidad microbiana puede sintetizar más enzima β G para obtener C como fuente de energía, ya que el producto de la hidrólisis enzimática de dicha enzima es la fuente principal de energía para los microorganismos del suelo (Adetunji et al., 2017).

Sin embargo, algunos autores (Bandick & Dick, 1999; Roldan et al., 20005) han sugerido que la actividad de la β G es más alta cuando los suelos están cubiertos con vegetación nativa debido a que se conserva la diversidad funcional del suelo; cabe resaltar que estas condiciones están sujetas a cambios fisicoquímicos en el ambiente, como las condiciones climáticas y la cantidad y calidad de la MOS (de Almeida et al., 2015).

Por otra parte, en los sistemas agrícolas fertilizados y con mayores concentraciones de NO_3^- y NH_4^+ , es posible que la comunidad microbiana utilice estas moléculas para la adquisición de energía. Así, los microorganismos obtendrían recursos energéticos en condiciones limitantes de C disponible o en condiciones con deficiencia en la capacidad metabólica o ausencia de genes funcionales de los microorganismos que les permitan degradar la materia orgánica con la calidad presente en ese sitio.

Sitio 2: “Huerta Los Cedritos II”, Los Cedritos, Acuitzio

Las principales diferencias observadas asociadas al CUS entre bosques nativos y huertos de aguacate en **Cedritos** están vinculadas al pH del suelo, a los nutrientes C y N microbianos y al nutriente disponible NH_4^+ . El suelo del bosque presentó mayor concentración de todas estas variables en comparación con el suelo del huerto de aguacate (tabla 2, figura 5). Adicionalmente, se observaron diferencias significativas en la actividad de las enzimas PO y FD con una concentración mayor en el suelo del bosque que en el huerto para ambos casos (tabla 4, figura 5). Las demás variables analizadas no mostraron diferencias significativas entre el suelo del bosque y el suelo del huerto de aguacates.

Con base en los resultados, es posible que la diversidad funcional y metabólica microbiana del suelo tuvo mayor impacto en la disponibilidad de nutrientes y en la actividad enzimática mayor en el bosque debido a alta heterogeneidad de la diversidad de plantas y microorganismos en el suelo. Por otra parte, la calidad y cantidad de la materia orgánica en el suelo también es un factor que interviene directamente en la dinámica de nutrientes y en la actividad de la microbiota en el suelo. Por esta razón, se puede inferir que hubo mayor entrada de materia orgánica en el suelo del bosque.

SITIO 2 "CEDRITOS"

a) Dinámica de nutrientes en el bosque

b) Dinámica de nutrientes en el huerto

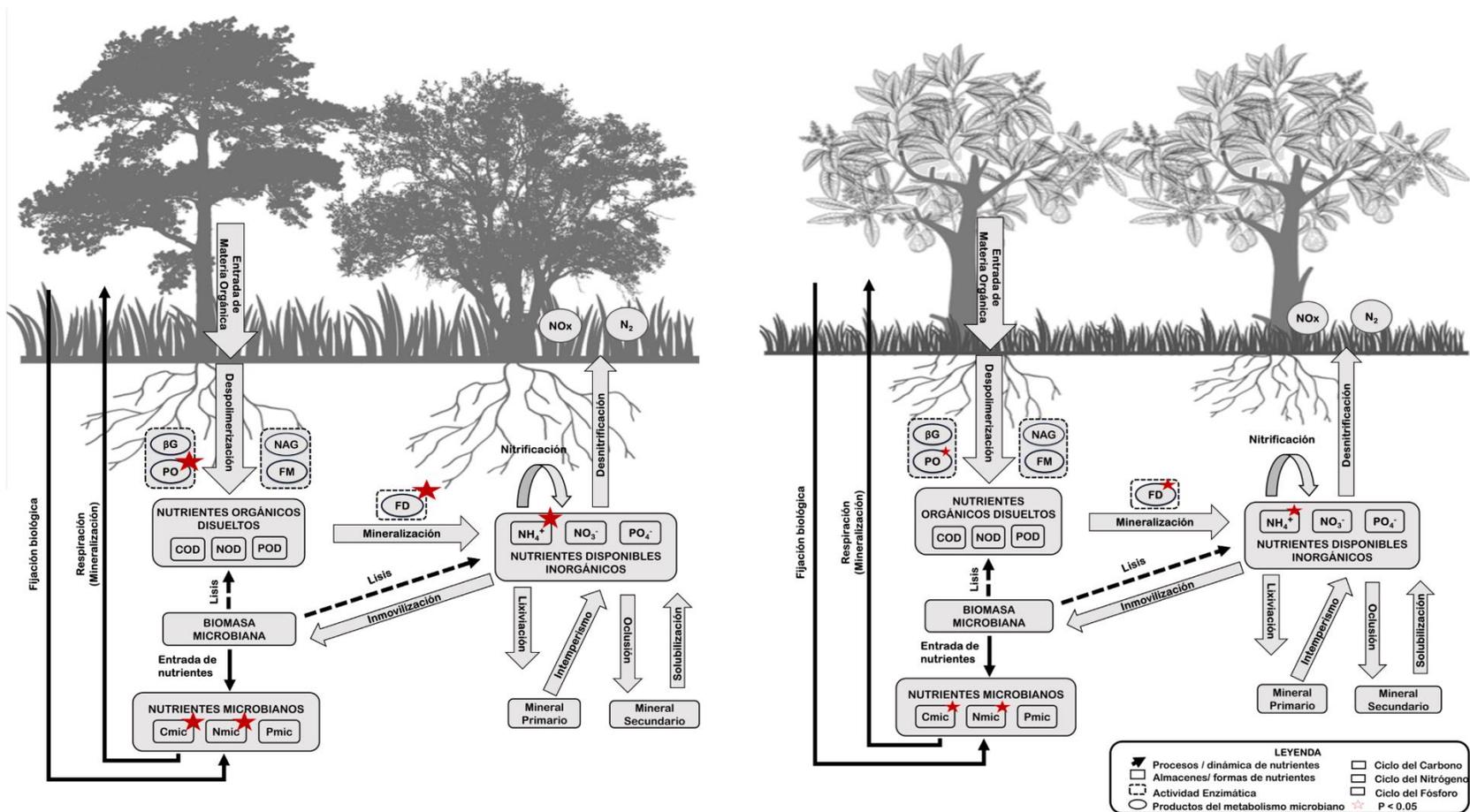


Figura 5. Dinámica de Nutrientes en el Bosque (a) y Huerto (b) de Cedritos. Las variables en rojo representan las diferencias significativas comparadas entre sitios. El tamaño de las estrellas en color rojo representa dónde se registró mayor concentración de nutrientes o mayor actividad enzimática.

Diversos autores (Cadwell, 2005; Laich, 2011; Clocchiatti et al., 2019) han reportado que la diversidad funcional de los microorganismos en el suelo está correlacionada positivamente con la concentración de nutrientes en el suelo, determinada a su vez por la cantidad y calidad de la MOS. De esta manera, los autores concluyen que la diversidad funcional microbiana del suelo es más relevante que su misma diversidad taxonómica; y que esta diversidad funcional está fuertemente relacionada con la calidad de la MOS, la disponibilidad de nutrientes en el suelo y la capacidad metabólica de los microorganismos en el suelo (Cerón & Aristizábal, 2012; Galicia et al., 2016).

Sitio 3: “Huerta La Joya de los Duendes”, Huitzicho, Uruapan

Las principales diferencias observadas asociadas al CUS entre bosques nativos y huertos de aguacate en **Huitzicho** están vinculadas al pH del suelo, con un pH más neutro en el huerto y ligeramente más ácido en el bosque (tabla 2). Por otra parte, se presentaron diferencias significativas en el P microbiano y en los nutrientes disponibles NO_3^- y PO_4^{3-} , todos con concentraciones más altas en el huerto que en el bosque; y únicamente el nutriente disponible NH_4^+ tuvo una concentración mayor en el bosque (tabla 2; figura 6). En cuanto a la actividad enzimática, sólo se obtuvo una diferencia significativa para la enzima FM, con un valor más alto para el bosque (tabla 4, figura 6). Las demás variables analizadas no mostraron diferencias significativas entre el suelo del bosque y el suelo del huerto de aguacates.

El sitio de Huitzicho tiene uso agrícola desde hace 5 décadas y desde hace dos años tiene un manejo agrícola semi-convencional, donde realizan prácticas orgánicas como la incorporación de materia orgánica en el suelo (composta, estiércol, entre otras) y para el

control de plagas requieren insumos químicos. Se ha reportado que el uso de enmiendas orgánicas en cultivos agrícolas son alternativas al uso de los fertilizantes inorgánicos y pueden mejorar la estructura y composición de los suelos (Vázquez & Loli, 2018). También se ha documentado que los insumos orgánicos pueden contribuir a la reducción de la variación del pH en el suelo y al aumento de la disponibilidad de nutrientes en el suelo (Celestina et al., 2019). Kwiatkowski et al. (2020), señalan que la incorporación de biomasa en los cultivos agrícolas mejora los niveles de contenido de humus del suelo, el carbono orgánico, fósforo, nitrógeno y otros micronutrientes.

De acuerdo con los resultados presentados, es posible que la incorporación de MOS en el huerto haya contribuido a la estabilización del pH en suelo; además, el aumento de la concentración del P microbiano y los nutrientes disponibles NO_3^- y PO_4^{3-} pueden estar relacionados con la cantidad y calidad de la MOS que utilizan en la huerta de Huitzicho. Diversos autores han reportado que la fertilización orgánica tiene un impacto positivo sobre la disponibilidad del P y N en el suelo, al igual que contribuye a la funcionalidad metabólica de la microbiota en el suelo (Fuka et al., 2008; Hai et al., 2009; Cerón & Aristizábal, 2012).

Por otra parte, podemos observar que en el suelo del bosque hubo una mayor concentración del nutriente inorgánico disponible NH_4^+ , lo cual puede estar influenciado por las comunidades de microorganismos desnitrificantes en el suelo o la cantidad de arcillas en el suelo. El proceso de mineralización del N en el suelo es llevado a cabo principalmente por microorganismos y está condicionado por la relación de C: N en el suelo (Schulten & Schnitzer, 1997). El nutriente NH_4^+ es inmovilizado eficientemente por arcillas minerales en formas intercambiables y fijadas. Los suelos con un sustrato alto en proporción de C: N pueden obtener una inmovilización microbiana rápida de NH_4^+ (Mengel, 1996), proceso que pudo influir en la disponibilidad de este nutriente en el bosque.

SITIO 3 "HUITZICHO"

a) Dinámica de nutrientes en el bosque

b) Dinámica de nutrientes en el huerto

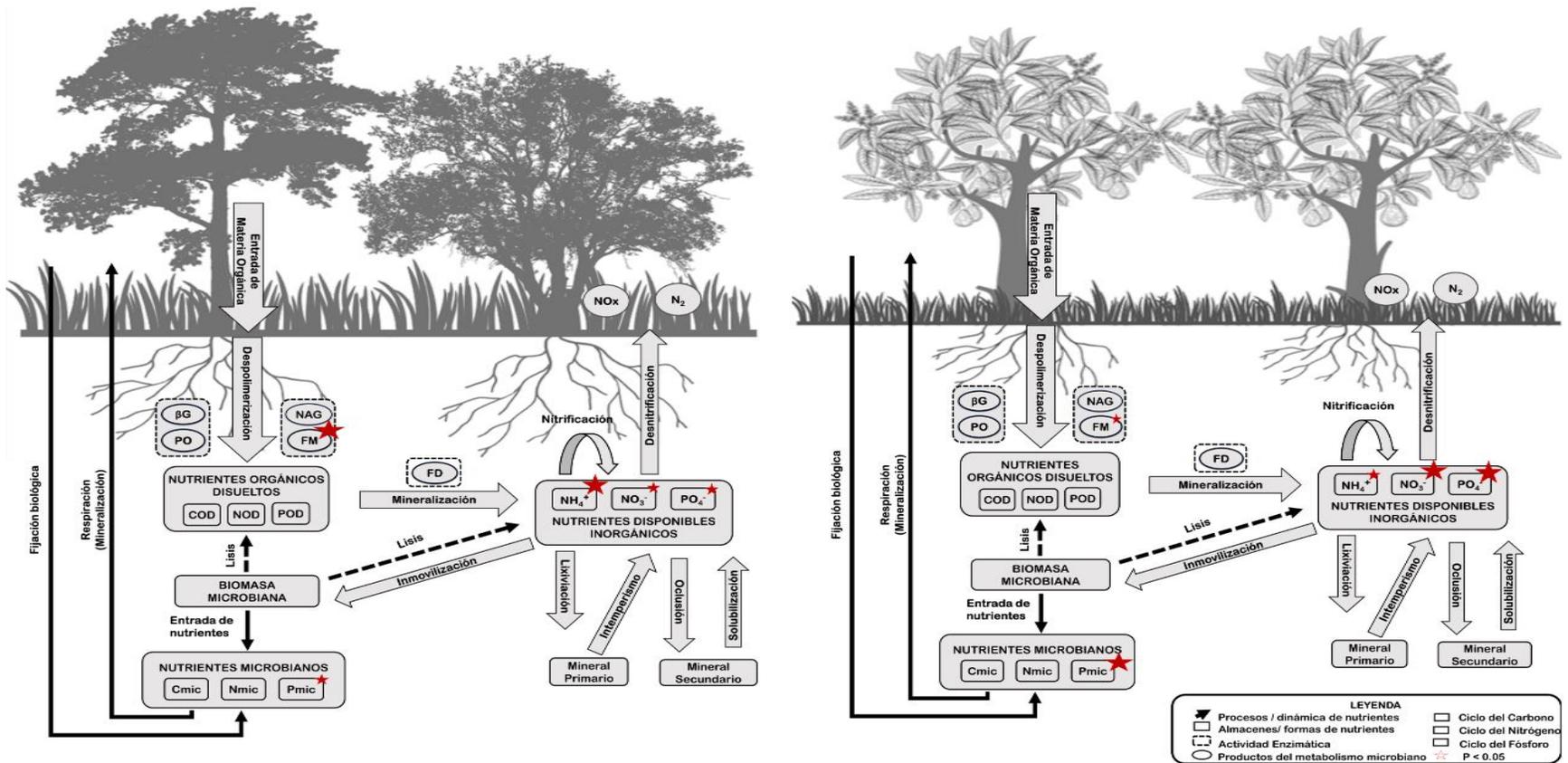


Figura 6. Dinámica de Nutrientes en el Bosque (a) y Huerto (b) de Huitzicho. Las variables en rojo representan las diferencias significativas comparadas entre sitios. El tamaño de las estrellas en color rojo representa dónde se registró mayor concentración de nutrientes o mayor actividad enzimática.

Respecto a los resultados de la actividad enzimática de la FM, es posible que la mayor concentración de la FM se obtuvo en el suelo del bosque debido a la que la microbiota del suelo está invirtiendo más energía en sintetizar P debido a la escasez de este. Las fosfatasas son un grupo de enzimas que catalizan la hidrólisis de ésteres y anhídridos de ácido fosfórico (Condrón et al., 2005). Las plantas y los microorganismos son la fuente principal de las enzimas fosfatasas en el suelo (Adetunji et al., 2017). La cantidad de fosfatasas presentes en el suelo varía de acuerdo con la diversidad de la microbiota del suelo y a la presencia de la MOS, el uso de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y al uso del suelo (Banerjee et al., 2012).

Se ha registrado que, ante la deficiencia de P en el suelo, las raíces de las plantas y los microorganismos aumentan la secreción de fosfatasas en el suelo para intensificar la solubilización y movilización del P. Esto contribuye a influenciar la habilidad de las plantas para hacer frente a las condiciones de estrés por la limitación de dicho nutriente (Kai et al., 2002). Esto muestra que la demanda de P en el suelo por las plantas y los microorganismos puede estar relacionada a la producción y actividad de la fosfatasa (Condrón et al., 2005).

8. CONCLUSIONES

- El cambio de uso de suelo forestal a agrícola puede tener un impacto -positivo o negativo- sobre la dinámica y disponibilidad los nutrientes C, N y P. Esto depende del tipo de manejo (agrícola orgánico, agrícola semi-convencional o forestal) que se lleve a cabo en cada sitio y de la entrada de insumos orgánicos en el suelo.

- La calidad y cantidad de materia orgánica introducida en el suelo es uno de los principales factores que influyen en la concentración y disponibilidad de nutrientes en el suelo, así como en la capacidad metabólica y funcional de las comunidades microbianas en el suelo. En sistemas agrícolas orgánicos, la disponibilidad de nutrientes en el suelo y la diversidad funcional de microorganismos en el suelo puede estar condicionada por la cantidad y calidad de la materia orgánica (enmiendas orgánicas, biofertilizantes, compostas, estiércol, etcétera) aplicada en el suelo.
- La heterogeneidad de plantas y microorganismos en los suelos, así como sus propiedades físicas y químicas, se relacionan con la diversidad taxonómica y funcional en el suelo. Sin embargo, la diversidad funcional del suelo resulta ser un atributo más relevante que la diversidad taxonómica debido a su relación con la capacidad metabólica de las comunidades de microorganismos para regular los procesos y concentraciones de nutrientes en el suelo.
- El análisis de las variables biogeoquímicas del suelo puede ser usado como un indicador para evaluar la calidad del suelo, sin embargo, estas variables son altamente sensibles a los cambios fisicoquímicos del ecosistema (humedad, pH, tiempo, origen del suelo, etcétera). Por otra parte, la actividad enzimática de los microorganismos en el suelo puede ser utilizado como un indicador bioquímico eficaz para evaluar la calidad del suelo debido a su alta sensibilidad a los cambios ambientales.

9. PERSPECTIVAS FUTURAS

Actualmente, la complejidad, estructura y biodiversidad de los suelos se está perdiendo a un ritmo acelerado, lo que implica impactos negativos en la salud de los ecosistemas y, por lo tanto, en la salud humana. En este sentido, es urgente reconocer el papel que juega el suelo y su biodiversidad como el soporte principal de la vida en la Tierra y la relación que tienen con la salud de las plantas, los animales y los seres humanos que habitan el planeta. Esto será necesario para el diseño e implementación de estrategias de manejo para la protección y conservación de la biodiversidad del suelo para mejorar la seguridad alimentaria. Así mismo, será indispensable para el manejo, control y prevención de enfermedades, mejorar la calidad del aire y del agua, además de mejorar la calidad de vida de todos los seres vivos y ecosistemas del planeta (Wall et al., 2015).

El concepto de salud del suelo brinda un enfoque necesario para el desarrollo sustentable, dando reconocimiento a las funciones y procesos que brinda el ecosistema suelo dentro de la sociedad moderna. Al mismo tiempo, la salud del suelo puede convertirse en una herramienta de gran importancia para el manejo del suelo para los agricultores, tomadores de decisiones y responsables políticos (Lehmann et al., 2020). Por otra parte, es vital generar e incluir más información sobre la biodiversidad del suelo para la toma de decisiones en los acuerdos y agendas políticas mundiales sobre biodiversidad y conservación de los ecosistemas, así como el impacto que tienen sobre la agricultura y la calidad de los alimentos que consumimos (Bach et al., 2020).

No obstante, la generación de nueva información sobre el microbioma del suelo y los procesos que desempeñan en los ecosistemas podrán servir como una herramienta útil para evaluar y cuantificar la salud del suelo. Esto ayudará a ampliar el panorama para la

implementación y diseño de estrategias a largo plazo para la producción agrícola, enfocadas a alcanzar las metas sustentables globales ante la creciente mancha urbana y la expansión de la frontera agrícola (Bach et al., 2020; Lehmann et al., 2020).

Además, es necesario generar conocimiento integrado sobre la interconexión de los procesos y funciones del suelo con el fin de mantener los servicios y regulación de los ecosistemas (van der Putten et al., 2004; Wall et al., 2010). La conservación del suelo juega un papel importante en el equilibrio de estas funciones, por lo que la expansión de los cultivos agrícolas convencionales representa un gran reto para la sustentabilidad de la producción agrícola y la preservación de los ecosistemas. La adopción de prácticas agrícolas sustentables y el desarrollo de innovaciones tecnológicas dirigidos a la conservación del suelo, permiten prevenir, controlar o revertir la degradación del suelo. De esta manera, resulta importante diseñar dispositivos tecnológicos que contribuyan al mantenimiento del equilibrio de los ecosistemas y, por lo tanto, del suelo y de las interacciones que ocurren en él. No obstante, el paradigma de “One Health” puede contribuir de manera significativa al reconocimiento de la relación que existe entre la biodiversidad del suelo, la salud ecosistémica y la salud humana en general (Lehmann et al., 2020). Debido a su relevancia, esto debería ser considerado en los acuerdos políticos sobre biodiversidad y conservación a nivel global (van der Putten et al., 2004; Cameron et al., 2018; Bach et al., 2020; Lehmann et al., 2020).

Como respuesta ante los vacíos de información sobre la biodiversidad del suelo y de los procesos que desempeñan a nivel ecosistémico, la relevancia de este trabajo fue generar información integrativa sobre la diversidad funcional del suelo frente a las presiones globales actuales, como el cambio de uso de suelo. Este estudio contribuye a la comprensión de los procesos funcionales de los microorganismos en el suelo y su relación con la salud del suelo, y, por lo tanto, la salud ecosistémica. Por otra parte, bajo el enfoque de One Health, este

proyecto contribuye a la generación de trabajos transdisciplinarios para el desarrollo de planes y estrategias que promuevan el desarrollo sustentable. Por esta razón, es indispensable crear un puente de conexión entre campos de conocimiento y disciplinas con el objetivo de entender el funcionamiento de los ecosistemas y su relación con la salud de los seres vivos que habitan en ellos.

De la misma manera, este estudio presenta una manera de evaluar los conceptos relacionados a la salud del suelo, como la fertilidad, calidad y seguridad del suelo, a partir de la medición y análisis de parámetros biológicos, como lo es la actividad metabólica y microbiana del suelo. Por esta razón, este trabajo propone el uso de los indicadores biológicos como una herramienta para medir y evaluar la salud del suelo de una manera eficiente. Esto ofrecerá un panorama más extenso sobre las interconexiones entre la salud del suelo, los ecosistemas y todos los seres vivos que habitan en el planeta, incluidos humanos.

10. REFERENCIAS

- Acosta-Martínez, V. & Tabatabai, M. 2000. Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*. 31, 85-91.
- Adetunji, A. T., Lewu, F. B., Mulidzi, R., & Ncube, B. (2017). The biological activities of β -glucosidase, phosphatase, and urease as soil quality indicators: A review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(3), 794–807.
- Bach, E. M., Ramirez, K. S., Fraser, T. D., & Wall, D. H. (2020). Soil biodiversity integrates solutions for a sustainable future. *Sustainability (Switzerland)*, 12(7).
- Baldrian, P. (2009). Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. *Plant Soil Environ*, 55(9), pp. 370-378.
- Bandick, A.K. & Dick, R.P. (1999) Field management effects on soil enzymes activities. *Soil Biology & Biochemistry* 31:1471-1479.
- Banerjee, A., Sanyal, S., Sen, S. 2012. Soil phosphatase activity of agricultural land: A possible index of soil fertility. *Agricultural Science Research Journals*. 2, 412-419.
- Bardgett, R. D. & van der Putten, W. H. (2014). Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* **515**, 505–511.
- Barrios, E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64(2), 269–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>
- Bayuelo Jiménez, J. S., Ochoa, I., De la Cruz Torres, E., & Muraoka, T. (2019). Efecto del uso del suelo en las formas y disponibilidad de fósforo de un Andisol de la Meseta P'urhépecha, Michoacán. *Revista Terra Latinoamericana*, 37(1), 35. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i1.367>
- Bravo-Espinosa, M., M. E. Mendoza, T. Carlón Allende, L. Medina, J. T. Sáenz-Reyes, and R. Páez. 2014. Effects of converting forest to avocado orchards on topsoil properties in the trans-Mexican volcanic system, Mexico. *Land Degrad. Dev.* 29: 452-467.

- Brevik, E. C. et al. The interdisciplinary nature of SOIL. *Soil* **1**, 117–129 (2015).
- Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. & Jenkinsin, D. S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil biology & Biogeochemistry*, 17(6), pp. 837-842.
- Bünemann, E. K. et al. Soil quality—a critical review. *Soil Biol. Biochem.* **120**, 105–125 (2018).
- Caldwell, B.A. (2005). Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. *Pedobiologia*. 49(5): 637-644.
- Cameron, E. K., Martins, I. S., Lavelle, P., Mathieu, J., Tedersoo, L., Gottschall, F., ... Eisenhauer, N. (2018). Global gaps in soil biodiversity data. *Nature Ecology and Evolution*, 2(7), 1042–1043.
- Celestina, C., Hunt, J.R., Sale, P.W.G. & Franks, A.E. 2019. Soil & Tillage Research Attribution of crop yield responses to application of organic amendments: A critical review. *Soil & Tillage Research* 186: 135-145.
- Cerón, E.L. & Aristizábal, F.A. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos Nitrogen and phosphorus cycles dynamics in soils. *Rev. Colomb. Biotecnol.* XIV (1), 285–295.
- Chaparro, J. M., Sheflin, A. M., Manter, D. K. & Vivanco, J. M. Manipulating the soil microbiome to increase soil health and plant fertility. *Biol. Fertil. Soils* **48**, 489–499 (2012).
- Chávez-León, G., Tapia, L. M., Bravo, M., Sáenz, J. T., Muñoz, H. J., Vidales, I., & Mendoza, M. (2012). *Impacto de cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate*. Instituto de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, México. Primera edición, México, D.F.
- Chávez-Vergara, B., Rosales-Castillo, A., Merino, A., Vázquez-Marrufo, G., Oyama, K. & García-Oliva, F. (2016). Quercus species control nutrients dynamics by determining the composition and activity of the forest floor fungal community. *Soil Biology & Biochemistry*, 98(2016), pp. 186-195.

- Clocchiatti, A., Hannula, S.E., Berg, M.V.D. & Korthals, G. (2019). The hidden potential of saprotrophic fungi in arable soil: Patterns of short-term stimulation by organic amendments. *Applied Soil Ecology* 147: 1-11.
- Condon, L.M., Turner, B.L., Cade-Menun, B.J., Sims, J. & Sharpley, A. 2005. Chemistry and dynamics of soil organic phosphorus. *Phosphorus: Agriculture and the environment*. 87-121.
- Daily GC (Ed.). 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 392.
- de Almeida, R.F., Naves, E. R., Pinheiro, R., & Mota, D. (2015). Soil quality: Enzymatic activity of soil β -glucosidase. *Global Journal of Agricultural Research and Reviews*, 3(2), 2437–1858.
- de Vries, F. T. *et al.* Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proc. Natl Acad. Sci. USA* **110**, 14296–14301 (2013).
- Dec, D. (2015). Assessment of the microbiological activity in agricultural and urban soils. *Soil Science Annual*, 65(4), 156–160.
- Decaëns, T., Jiménez, J. J., Gioia, C., Measey, G. J., & Lavelle, P. (2006). The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology*, 42, S23–S38. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.001>
- Doran, J. W. & Parkin, T. B. in *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* Vol. 32 (eds Doran, J. W., Coleman, D. C., Bezdicek, D. F. & Stewart, B. A.) 1–21 (Soil Science Society of America, 1994).
- Dorigo, W. A., Wagner, W., Hohensinn, R., Hahn, S., Paulik, C., Xaver, A., ... & Jackson, T. (2011). The International Soil Moisture Network : a data hosting facility for global in situ soil moisture measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(5), 1675-1698.
- Dubey, A., Malla, M. A., Khan, F., Chowdhary, K., Yadav, S., Kumar, A., ... Khan, M. L. (2019). Soil microbiome: a key player for conservation of soil health under changing climate. *Biodiversity and Conservation*, 28(8–9), 2405–2429.

- Dubrovina, I. & F. Bautista (2014). Analysis of the suitability of various soil groups and types of climate for avocado growing in the state of Michoacan, Mexico. *Eurasian Soil Science* 47:491-503.
- Enrich-Prast, A., Gaxiola, A., Lúcia, A., Durán, J., Rodríguez, A., & Marotta, H. (2018). Ciclos biogeoquímicos y cambios globales. *Cambio Global: Una Mirada Desde Iberoamerica*, 110–125.
- FAO (2002). The State of Food Insecurity in the World 2001. Food and Agriculture Organization, Rome.
- FAO (2021). Portal de suelos de la FAO. Definiciones clave. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Recuperado en 2021 de: <https://www.fao.org/soils-portal/about/definiciones/es/>
- FAO-ISRIC-ISSS (1998). World reference base for soil resources. En: FAO (Ed.), World Soil Resources Report, 84. Rome, Italy.
- Fierer, N., Breitbart, M., Nulton, J., Salamon, P., Lozupone, C., Jones, R., ... Jackson, R. B. (2007). Metagenomic and small-subunit rRNA analyses reveal the genetic diversity of bacteria, archaea, fungi, and viruses in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(21), 7059–7066.
- Fuka, M.M., Engel M., Gattinger, A., Bausenwein, U., Sommer, M., Munch, J.C. & Schloter, M. (2008). Factors influencing variability of proteolytic genes and activities in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 40: 1646–1653.
- Galicia, L., Gamboa Cáceres, A. M., Cram, S., Vergara, B. C., 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.

Gardi C, Jeffery S, Saltelli A. 2013. An estimate of potential threats levels to soil biodiversity in EU. *Global Change Biology* 19:1538_1548 DOI 10.1111/gcb.12159.

Godfray, H.C.J. and Garnett, T. (2014). Food security and sustainable intensification. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **369**(1639): 20120273.

Gorai, T. (2021). *Agriculture Letters (ISSN: 2582-6522) Conservation of soil biodiversity for agricultural productivity and sustainability.* (January).

Gutiérrez-Contreras, M., Lara-Chávez, M. B. N., Guillén-Andrade, H., & Chávez-Bárceñas, A. T. (2010). Agroecología de la franja aguacatera en Michoacán, México. *Interciencia*, 35(9).

Hai, B., Diallo, N.H., Sall, S., Haesler, F., Schauss, K., Bonzi, M., Assigbetse, K., Chotte J.L., Munch, J.C. & Schlöter, M. (2009). Quantification of key genes steering the microbial nitrogen cycle in the rhizosphere of sorghum cultivars in tropical agroecosystems. *Applied and environmental microbiology*. 75(15): 4993-5000. doi:10.1128/AEM.02917-08

Hedley, M. J., Stewart, J. W. B. & Chauhan, B. S. (1982). Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: pp. 970-976.

Hibbett, D., and D. Glotzer. 2011. Where are all the undocumented fungal species? A study of *Mortierella* demonstrates the need for sequence-based classification. *The New phytologist*. 191:592-6.

Hoff, H. (2011). Understanding the Nexus. *Background Paper for the Bonn2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus.*, (November), 1–52.

INEGI^a (2009). *Prontuario de Información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Acuitzio, Michoacán de Ocampo.* Recuperado en abril del 2020 de: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/16/16001.pdf

INEGI^b (2009). *Prontuario de Información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos. Uruapan, Michoacán de Ocampo.* Recuperado en abril del 2020 de: http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/16/16102.pdf

INFAED^a (2020). *Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Michoacán de Ocampo. Acuitzio.* Recuperado en abril del 2020 de: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM16michoacan/municipios/16001a.html>

INFAED^b (2020). *Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Michoacán de Ocampo. Uruapan.* Recuperado en abril del 2020 de: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM16michoacan/municipios/16102a.html>

Joergensen, R. G. (1996). The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEN value. *Soil biology and biochemistry*, 28(1), pp. 25-31.

Joergensen, R. G. & Mueller, T. (1996). The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the kEN value. *Soil biology and biochemistry*, 28(1), pp. 33-77.

Johnson, N., Burek, P., Byers, E., Falchetta, G., Flörke, M., Fujimori, S., ... Parkinson, S. (2019). Integrated solutions for the water-energy-land nexus : Are global models rising to the challenge? *Water (Switzerland)*, 11(11), 1–32.

- Jones R. J. A., Hiederer R., Rusco E., Montanarella, L. (2005). Estimating organic carbon in the soils of Europe for policy support. *European Journal of Soil Science* 56:655_671 DOI 10.1111/j.1365-2389.2005.00728.x.
- Jones, D. L. & Willet, V. B. (2006). Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic matter (DOM) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biogeochemistry*, 38(5), pp. 991-999.
- Kai, M., Takazumi, K., Adachi, H., Wasaki, J., Shinano, T., Osaki, M. (2002). Cloning and characterization of four phosphate transporter cdnas in tobacco. *Plant Science*. 163, 837-846.
- Keiblinger, K. M., & Kral, R. M. (2018). Sustainable intensification of agricultural production: A review of four soil amendments. *Bodenkultur*, 69(3), 141–153.
- Keith, A. M., Schmidt, O., & McMahon, B. J. (2016). Soil stewardship as a nexus between Ecosystem Services and One Health. *Ecosystem Services*, 17(February 2019), 40–42.
- Khan, I., Javed, T., Khan, A., Lei, H., Muhammad, I., Ali, I., & Huo, X. (2019). Impact assessment of land use change on surface temperature and agricultural productivity in Peshawar-Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(32), 33076–33085.
- Kopittke, P. M., Menzies, N. W., Wang, P., McKenna, B. A., & Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132(August), 105078.
- Kwiatkowski, C., 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): 35-43.

- Laich, F. (2011). El papel de los microorganismos en el proceso de compostaje. Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. ICIA.
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., & Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, *1*(10), 544–553.
- Lima, A. C. R., Brussaard, L., Totola, M. R., Hoogmoed, W. B. & de Goede, R. G. M. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Appl. Soil Ecol.* **64**, 194–200 (2013).
- Martínez, E. (2019). Pierde Michoacán 65 mil hectáreas de bosque por la siembra del aguacate. *La Jornada*, p. 24. México.
- McDonald, B. L. (2010). *Food security*. Polity.
- MEA. 2005. Ecosystems and human well-being: synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. *Island Press*, Washington, DC
- Mengel K (1996) Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant and Soil* 181:83–93
- Mujtar, V., Muñoz, N., Prack-Mc Cormick, B., Pulleman, M., & Tittonell, P. (2019). Role and management of soil biodiversity for food security and nutrition; where do we stand? *Global Food Security*, *20*, 132–144.
- Murphy, J. & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural Waters. *Analytica chimica acta*, *27*, pp. 31-36.

OEIDRUS-SEDRUA-SIAP (2018). *Cierre Estadístico Agropecuario. Michoacán 2018*. Recuperado en abril 2020 de: <http://www.oeidrus.michoacan.gob.mx/>

Okolo, C. C., Dippold, M. A., Gebresamuel, G., Zenebe, A., Haile, M., & Bore, E. (2020). Assessing the sustainability of land use management of northern Ethiopian drylands by various indicators for soil health. *Ecological Indicators*, 112(January), 106092. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106092>

OMS (1993). *Nuestro planeta, nuestra salud: informe de la Comisión de Salud y Medio Ambiente de la OMS*. Organización Mundial de la Salud. Washington DC: OPS. Publicación científica 544.

Orgiazzi, A., Bardgett, R. D., Barrios, E., Behan-Pelletier, V., Briones, M. J. I., Chotte, J.-L., ... Wall, D. (2016). *Soil biodiversity atlas*. Retrieved from

Ortiz-Paniagua, C. F., & Bonales, J. (2017). Agricultura de Exportación de Aguacate y Turismo en Michoacán. Una perspectiva desde los Servicios Ecosistémicos. *El Periplo Sustentable*, 33, 452–485.

Patzel, N., Sticher, H. & Karlen, D. L. Soil fertility - phenomenon and concept. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **163**, 129–142 (2000).

Pellkofer, S. D. (2015). *Soil Biodiversity and Ecosystem Functioning*. University of Zurich, Faculty of Science.

Pringle, S., Chiweshe, N., Steward, P. R., Mundy, P. J., & Dallimer, M. (2019). Rapid redistribution of agricultural land alters avian richness, abundance, and functional diversity. *Ecology and Evolution*, 9(21), 12259–12271.

- Robertson, G.P., Wedin, D., Groffmann, P.M., Blair, J.M., Holland, E.A., Nadelhoffer, K.J. & Harris, D. (1999). Soil carbon and nitrogen availability: nitrogen mineralization, nitrification, and soil respiration potentials. *Standard soil methods for long-term ecological research*, pp. 258-271.
- Roldán A, Salinas-García JR, Alguacil MM, Díaz E, Caravaca F. (2005) Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. *Geoderma*, 129:178-185.
- SADER (2021). Prevé Agricultura 290.7 millones de toneladas de producción agrícola, pecuaria, acuícola y pesquera en 2021. Recuperado en agosto 2021 de: <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/preve-agricultura-290-7-millones-de-toneladas-de-produccion-agricola-pecuaria-y-pesquera-en-2021?idiom=es>
- SAGARPA (2017). Planeación Agrícola Nacional 2017-2030. Recuperado en junio 2020 de: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/255627/Planeacion_Agricola_Nacional_2017-2030- parte_uno.pdf
- SAGARPA (2018). *Agricultura principal actividad del sector en el Estado: SAGARPA Michoacán*. Recuperado en abril 2020 de: <https://www.gob.mx/agricultura/michoacan/es/articulos/agricultura-principal-actividad-del-sector-en-el-estado-michoacan?idiom=es>
- Schmidt, O., Bolger, T., Creamer, R., Brennan, F., & Dobson, A. D. W. (2018). *The Living Soil: Biodiversity and Functions*. 257–265.
- Schulten, R., & Schnitzer, M. (1998). *REVIEW ARTICLE. The chemistry of soil organic nitrogen: a review*. 1–15.

SENASICA (2017). *México: Primer productor mundial de aguacate*. Recuperado en mayo 2020 de:

<https://www.gob.mx/senasica/articulos/mexico-primer-productor-mundial-de-aguacate?idiom=es>

SIAP (2014). *Una mirada al panorama agroalimentario de México y el mundo. Los municipios que generan más valor agrícola*. Recuperado en abril 2020 de:

<http://www.campomexicano.gob.mx/boletinsiap/014-e.html>

Smith, P., House, J. I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., ... & Pugh, T. A. (2015).

Global change pressures on soils from land use and management. *Global change biology*, 22(3), 1008-1028.

Singh, R., Singh, S., & Srivastava, P. (2017). *Overpopulation – Food Security – Agriculture*

Productivity – Climate Change Nexus: Challenges for Agricultural Sustainability. 8(June), 55–63.

Singh, R., Srivastava, P., Singh, P., Upadhyay, S., & Raghubanshi, A. S. (2019). Human

overpopulation and food security: challenges for the agriculture sustainability. In *Urban agriculture and food systems: breakthroughs in research and practice* (pp. 439-467). IGI Global.

Soil Science Society of America. 2013. How long does soil take to form? [en línea]. *Soils Matter*.

Recuperado en junio 2021 de: <https://soilsmatter.wordpress.com/2013/08/29/soil-formation/>

Steffen, W., Richardson, K., ..., & Rockström, J. (2015). Supplementary materials, planetary

boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science*. Vol. 347, 6223.

- Tapia-Torres, Y., y F. García-Oliva. 2013. La disponibilidad del fósforo es producto de la actividad de las bacterias del suelo en ecosistemas oligotróficos. *TERRA Latinoamericana* 31: 231-242.
- U.S. Geological Survey (2009). Mineral Commodity Summaries.
- Tapia-Torres, Y. & García-Oliva, F. (2016). Fósforo: La Nueva Arista de la Crisis Ambiental [en línea]. *Oikos Ecología*. Instituto de Ecología UNAM. Recurado en agosto 2021 de: <http://web.ecologia.unam.mx/oikos3.0/index.php/articulos/de-la-milpa-a-la-mesa/8-articulos/182-fosforo-y-la-crisis-ambienta>
- Tibbett, M., Fraser, T. D., & Duddigan, S. (2020). Identifying potential threats to soil biodiversity. *PeerJ*, 8(June), e9271.
- Trivedi, P., Schenk, P.M., Wallenstein, M.D., Singh, B.K., 2017. Tiny Microbes, Big Yields: enhancing food crop production with biological solutions. *Microb. Biotechnol.* 10, 999–1003.
- UNEP. 1992. Global biodiversity strategy. Washington DC: WRI. *Nature*, 572:197_198.
- USDA (2004). *Soil Survey Laboratory Methods Manual*. Soil Survey Investigations Report No. 42. Version 4.0. Natural Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture. 700 ps.
- USDA (2021). Healthy Soil for Life. Natural Resources Conservation Service Soils. Recuperado en abril 2021 de: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/soils/health/>
- Utobo, E., Tewari, L. (2015). Soil enzymes as bioindicators of soil ecosystem status. *Applied Ecological Environmental Research*. 13, 147-169.
- van Bruggen, A. H. C., Goss, E. M., Havelaar, A., van Diepeningen, A. D., Finckh, M. R., & Morris, J. G. (2019). One Health - Cycling of diverse microbial communities as a connecting force

- for soil, plant, animal, human and ecosystem health. *Science of The Total Environment*, 664, 927–937.
- van der Putten, W. H., Anderson, J. M., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Bignell, D. E., Brown, G. G., Behan-Pelletier, V., Bignell, D. E., Brown, G., Brown, V. K., Brussaard, L., Hunt, H. W., Ineson, P., Jones, T. I., Lavelle, P., Paul, E. A., John, M. S., Wardle, D., Wojtowicz, T. & Wall, D. H. (2004). *The sustainable delivery of goods and services provided by soil biota* (pp. 15-43). Island Press.
- Vance, E., Brookes, P. & Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil and biochemistry*, pp. 1-19.
- Vázquez, J.; Loli, O. 2018. Compost y vermicompost como enmiendas en la recuperación de un suelo degradado por el manejo de *Gypsophila paniculata*. *Scientia Agropecuaria* 9(1): 43-52.
- Villanueva, T. L., & Zepeda, J. A. (2018). La Producción de Aguacate en el Estado de Michoacán y sus efectos en los índices de pobreza, el cambio del uso de suelo y la migración. *Revista Mexicana Sobre Desarrollo Local*, (2).
- Wall, D. H., Bardgett, R. D. & Kelly, E. F. (2010). Biodiversity in the dark. *Nature Geosci.* **3**, 297–298.
- Wall, D. H., Behan-Pelletier, V., Jones, T. H., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R., & van der Putten, W. H. (2012). *Soil ecology and ecosystem services*. Oxford University Press.
- Wall, D. H. & Six, J. (2015). Give soils their due. *Science* **347**, 695.

Whitman, W. B., Coleman, D. C., & Wiebe, W. J. (1998). Prokaryotes: The unseen majority. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 95(12), 6578–6583. <https://doi.org/10.1073/pnas.95.12.6578>

WHO (1948). Organización Mundial de la Salud. Preguntas frecuentes. Recuperado en noviembre 2021 de: <https://www.who.int/es/about/frequently-asked-questions>

WRB. World Reference Base for Soil Resources (2006). *A framework for international classification, correlation, and communication*. World Soil Resources Reports núm. 103. FAO, Roma.

Zamora, P. (2021). Michoacán: El desastre ambiental del “oro verde”. *Proceso*, no. 2346, México.