



Universidad Nacional Autónoma de México

Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad

Instituto de Ecología

Restauración Ambiental

EFFECTO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO SOBRE LA FERTILIDAD Y
RESISTENCIA DEL SUELO EN ZONAS AGRÍCOLAS DEL CENTRO DE MÉXICO

TESIS

Que para optar por el grado de
Maestra en Ciencias de la Sostenibilidad

Presenta

Laura Alicia Rodríguez Bustos

Tutor Principal

Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento

Instituto de Geografía UNAM

Comité Tutor

Dra. Mayra Elena Gavito Pardo

Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad

UNAM

Dra. Marcia Leticia Durand Smith

Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias UNAM

Ciudad universitaria, CD. MX. enero 2018



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

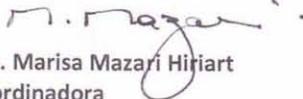
Coordinación de Estudios de Posgrado
Ciencias de la Sostenibilidad
Oficio: CEP/PCS/386/17
Asunto: Asignación de Jurado

Lic. Ivonne Ramírez Wence
Directora General de Administración Escolar
Universidad Nacional Autónoma de México
Presente

Me permito informar a usted, que el Comité Académico del Programa de Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, en su tercera sesión extraordinaria del 24 de octubre del presente año, aprobó el jurado para la presentación del examen para obtener el grado de **MAESTRA EN CIENCIAS DE LA SOSTENIBILIDAD**, de la alumna **RODRÍGUEZ BUSTOS LAURA ALICIA** con número de cuenta **516016737** con la tesis titulada "Efecto de dos regímenes de manejo sobre la fertilidad y resistencia del suelo en zonas agrícolas del centro de México", bajo la dirección del Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento.

PRESIDENTE:	DRA. MARIANA BENÍTEZ KEINRAD
VOCAL:	DR. BRUNO MANUEL CHÁVEZ VERGARA
SECRETARIO:	DRA. MARCIA LETICIA DURAND SMITH
SUPLENTE 1:	DRA. MAYRA ELENA GAVITO PARDO
SUPLENTE 2:	DR. LEOPOLDO GALICIA SARMIENTO

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, Cd. Mx., 8 de enero de 2018.


Dra. Marisa Mazari Hiriart
Coordinadora
Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, UNAM

CONTENIDO

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
REGÍMENES DE MANEJO AGRÍCOLA DOMINANTES EN MÉXICO	2
EFFECTO DEL RÉGIMEN DE MANEJO SOBRE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO	4
PARÁMETROS EDÁFICOS ASOCIADOS A FERTILIDAD DEL SUELO	8
RESISTENCIA DEL SUELO	12
2. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	15
3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	17
GENERAL	17
PARTICULARES	17
HIPÓTESIS	17
4. MÉTODOS	19
SITIO DE ESTUDIO	19
DOCUMENTACIÓN DEL RÉGIMEN DE MANEJO	21
DESCRIPCIÓN DE PERFILES DE SUELO	24
CARACTERIZACIÓN DE PROPIEDADES EDÁFICAS	25
EXPERIMENTO DE CAMBIO DE FERTILIZACIÓN	32
EVALUACIÓN DE LA RESISTENCIA DEL SUELO	35
ANÁLISIS DE DATOS	35
5. RESULTADOS	37
LA REGIÓN IZTA-POPO: SÍNTESIS AMBIENTAL, POBLACIÓN Y AGRICULTURA	37
RÉGIMEN DE MANEJO AGRÍCOLA EN DOS LOCALIDADES DE LA REGIÓN IZTA-POPO	38
PERFILES DE SUELO BAJO DOS REGÍMENES DE MANEJO AGRÍCOLA	48
CARACTERIZACIÓN EDÁFICA EN DOS REGÍMENES DE MANEJO AGRÍCOLA	50
COMPARACIÓN DE PARÁMETROS DEL SUELO ENTRE DOS REGÍMENES Y UN SITIO SIN MANEJO	55
RESISTENCIA DEL SUELO ENTRE DOS REGÍMENES DE MANEJO Y UN SITIO SIN MANEJO	58
EFFECTO DEL CAMBIO DE FERTILIZACIÓN SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO	60
RESISTENCIA DE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO AL CAMBIO DE FERTILIZACIÓN	66
6. DISCUSIÓN	72
ACCESO A INSUMOS DE PRODUCCIÓN COMO FACTORES DETERMINANTES SOBRE EL RÉGIMEN AGRÍCOLA	72
EFFECTO DEL RÉGIMEN DE MANEJO SOBRE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO	78
RESISTENCIA DE LA ACTIVIDAD MICROBIANA AL CAMBIO DE FERTILIZACIÓN	86
7. CONCLUSIONES	92
REFERENCIAS	95

TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

1. TRATAMIENTOS DE FERTILIZACIÓN EN ENSAYO EXPERIMENTAL	32
2. CANTIDAD DE FERTILIZANTE ADICIONADO EN TRATAMIENTOS	33
3. DESCRIPCIÓN GENERAL DE REGÍMENES DE MANEJO	47
4. CARACTERIZACIÓN DE HORIZONTES EN PERFILES DE SUELO	50
5. PARÁMETROS FÍSICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO	50
6. PARÁMETROS QUÍMICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO	52
7. PARÁMETROS BIOLÓGICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO	54
8. PARÁMETROS FÍSICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO Y UN SITIO SIN MANEJO	56
9. PARÁMETROS QUÍMICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO Y UN SITIO SIN MANEJO	57
10. PARÁMETROS BIOLÓGICOS EVALUADOS EN SUELO DE DOS REGÍMENES DE MANEJO Y UN SITIO SIN MANEJO	59
11. RESISTENCIA DEL SUELO ENTRE DOS REGÍMENES DE MANEJO Y UN SITIO SIN MANEJO	61

FIGURAS

1. EVENTOS DE CAMBIO EN EL SUELO	10
3. MODELO CONCEPTUAL DE RESISTENCIA DEL SUELO	18
3. LOCALIZACIÓN DE ZONA DE ESTUDIO	23
4. VISUALIZACIÓN GRÁFICA DEL DISEÑO DE MUESTREO	29
5. PAISAJE CARACTERÍSTICO EN RÉGIMEN TRADICIONAL	44
6. PAISAJE CARACTERÍSTICO EN RÉGIMEN INTENSIVO	48
7. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE PERFILES DE SUELO	51
8. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE PÁRAMETROS EVALUADOS EN CARACTERIZACIÓN EDÁFICA	57
9. VALORES PROMEDIO DE AMONIO EN TRATAMIENTOS DE EXPERIMENTO	64
10. VALORES PROMEDIO DE NITRATO EN TRATAMIENTOS DE EXPERIMENTO	64
11. COCIENTE $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ EN EXPERIMENTO	65
12. MINERALIZACIÓN POTENCIAL DE C EN TRATAMIENTOS DE EXPERIMENTO	65
13. VALORES PROMEDIO DE CARBONO MICROBIANO EN TRATAMIENTOS DE EXPERIMENTO	66
14. COEFICIENTE METABÓLICO EN TRATAMIENTOS DE EXPERIMENTO	66
15. ACTIVIDAD ENZIMÁTICA ESPECÍFICA DE β -GLUCOSIDASA EN TRATAMIENTOS DE FERTILIZACIÓN	67
16. ACTIVIDAD ENZIMÁTICA ESPECÍFICA DE POLIFENOLOXIDASA EN TRATAMIENTOS DE FERTILIZACIÓN	67
17. ACTIVIDAD ENZIMÁTICA ESPECÍFICA DE DESHIDROGENASA EN TRATAMIENTOS DE FERTILIZACIÓN	68
18. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE PARAMETROS EVALUADOS EXPERIMENTALMENTE	69
19. RESISTENCIA DEL NO_3^- DEL SUELO	70
20. RESISTENCIA DE LA MINERALIZACIÓN POTENCIAL DE C EN EL SUELO	71
21. RESISTENCIA DEL C MICROBIANO DEL SUELO	72
22. RESISTENCIA DEL qCO_2 DEL SUELO	73
23. RESISTENCIA SEA DE β -GLUCOSIDASA	73
24. RESISTENCIA SEA DE POX	74
25. RESISTENCIA SEA DE DESHIDROGENASA	75
26. MODELO TEÓRICO DEL CAMBIO FUNCIONAL ENTRE SM Y REGÍMENES AGRÍCOLAS	91
27. MODELO TEÓRICO DE RESISTENCIA DE LA ACTIVIDAD MICROBIANA	96

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad por permitirme concretar una formación académica de alta calidad bajo la más alta exigencia.

A la Coordinación de Estudios de Posgrado por la beca de estudios de posgrado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de estudios de posgrado otorgada bajo el CVU con número de registro 723835/607566.

A la Dirección General de Apoyo a Proyectos Académicos (DGAPA-PAPIIT) a través del proyecto *“Influencia de la química, morfología y área foliar de tres especies arbóreas sobre la productividad, descomposición y respiración del suelo en Bosques Templados del centro de México”* con clave IN104515, por la beca otorgada para la conclusión del escrito de tesis.

Al Laboratorio de Biogeoquímica (BIOGEOMI), especialmente a la M. en C. Ofelia Beltrán Paz por coordinar todas las actividades de laboratorio para la determinación de parámetros químicos y biológicos durante la caracterización y experimentación en éste trabajo de tesis.

Al Laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima, al Dr. Julio Campo Alves por su apoyo y al M. En C. Enrique Solís por la lectura de extractos para la determinación de las formas inorgánicas de Nitrógeno durante la fase experimental de mi tesis.

Al Laboratorio de Edafología Experimental, Dra. Lucy Mora Palomino por su apoyo en el trabajo de laboratorio y determinación de parámetros físicos de suelo.

Al Laboratorio Universitario de Nanotecnología Ambiental (LUNA), Dr. Juan Carlos Duran Álvarez por la lectura de extractos para la determinación de contenidos de C orgánico e inorgánico.

Al Laboratorio de Edafología Ambiental, a la Dra. Kumiko Shimada por la lectura de los contenidos totales de C y N, y P disponible.

Al Laboratorio de Fertilidad de Suelos en el COLPOS, especialmente a la Dra. Juliana Padilla por la determinación de los contenidos totales de P.

Al laboratorio de Microcosmos Bioedáfico, especialmente a la M. en C. Iris Suarez Quijada por el apoyo en la realización de los experimentos *in vitro*.

Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento, por la dirección del trabajo de tesis, sus comentarios acertados en el momento oportuno siempre.

Dra. Mayra Gavito Pardo por aceptar ser miembro del Comité Tutor, apoyar y coordinar mi trabajo de tesis a lo largo de este tiempo.

Dra. Leticia Durand Smith, por aceptar ser miembro del Comité Tutor, y por ayudarme a visualizar alternativas de estudio en mi tesis.

Dra. Mariana Benítez Keinrad y Dr. Bruno Chávez Vergara por aceptar formar del jurado de examen de grado, por leer mi trabajo y por sus comentarios para enriquecerlo.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

A mi familia, Nora Bustos, Ángel Rodríguez y Nora Rodríguez por su apoyo incondicional y creer siempre en cada uno de mis proyectos y ayudarme a realizar mis metas. Especialmente a mi madre que me ha enseñado la disciplina del compromiso, constancia y trabajo. A mi padre por su cariño, paciencia e inculcarme el amor por la naturaleza y promover mi curiosidad científica. A mi hermana por regalarnos y compartirnos los momentos más bonitos en familia junto a Andrés y Luciana.

Isela Jasso, por ayudarme con cada trámite, ser amiga y compañera. Por aconsejarme siempre de la mejor manera y con buenas intenciones.

Bruno Chávez, por su apoyo en las buenas y más en las malas, por la amistad, y por compartir su experiencia dentro y fuera del aula.

Ofelia Beltrán Paz, por su paciencia en el laboratorio, por compartirme su conocimiento y alentarme a siempre seguir adelante.

Leopoldo Galicia Sarmiento, por aceptar la dirección de este trabajo, por brindarme la posibilidad de hacer una tesis con amplia libertad pero siempre con los comentarios acertados en el momento preciso. Sobre todo por la hospitalidad, confianza y amistad que estos años hemos compartido.

A mis compañeros de seminario, Ileana Reyes, Eliza Solís, Melanie Kolb, María José Ibarrola, Eduardo Choreño y Edith Arsola, por escuchar los seminarios y sus comentarios para mejorar mi tesis.

A mis compañeros de la Universidad que ayudaron en los muestreos, y sobre todo por el compañerismo y el tiempo compartido, Alejandra Franco, Juan Antonio Ojeda, Julieta Álvarez, Eduardo Pérez.

A mis amigas del posgrado, Monse Moysen y Raiza Gonzalez, por las risas y el aliento a seguir con cada materia y sobre todo por su amistad y cuidarme. Monse por ser una señora y cuidarme, Raiza por su risa y energía contagiosa.

A mis personas favoritas porque de alguna forma gracias a su compañía y atenciones logré reponerme de momentos difíciles, pero sobre todo porque levantaban mi ánimo con sus ocurrencias, con su energía y porque fuera de la universidad los momentos más divertidos son junto a ustedes. María del Mar Flores por poner ejemplo de bondad y paz. Constanza Mazzotti por ser la consejera astral más firme, por soñar y compartir los sueños. Rosela Romero por estar presente aunque la distancia sea muy grande. Karina Gómez por lo que sigue juntas.

RESUMEN

El suelo es un recurso clave porque sustenta la diversidad, actividad y productividad biológica, regula flujos de agua y sedimentos, filtra, degrada e inmoviliza contaminantes orgánicos e inorgánicos y regula la dinámica de nutrientes. La producción de alimentos a nivel global depende del suelo porque en él se produce directamente la mayoría de los alimentos. Un sistema agrícola sostenible tiene la capacidad de mantener funciones ecológicas, como la actividad microbiana, mineralización de carbono y nitrógeno, y actividad enzimática. Sin embargo, la intensificación de las prácticas agrícolas rebasó la capacidad del mantenimiento de la disponibilidad de nutrientes en el suelo y ahora el crecimiento de los cultivos se encuentra condicionado por el uso de fertilizantes. En México, el 45% del territorio está ocupado por suelos degradados. Este estudio se desarrolló en la intersección de Puebla, Morelos y el Estado de México, que son los únicos estados a nivel nacional con más del 50% de superficie en estado de degradación, el objetivo principal es analizar el efecto del manejo agrícola y el cambio de fertilización sobre la fertilidad y resistencia del suelo.

La región Izta-Popo presenta un escenario agrícola representativo del centro de México, y a pesar de tener características ambientales homogéneas en toda la región, identificamos que las prácticas agrícolas son distintas entre localidades cercanas. Los regímenes de manejo agrícolas caracterizados son diferentes en la construcción particular de cada tipo de manejo. El régimen tradicional (RT) es resultado de una forma heredada del manejo del suelo y contar con organización comunitaria. El régimen intensivo (RI) es resultado de la implementación fallida de prácticas agrícolas, como la introducción del uso de tractor y fertilizantes químicos, por parte de políticas agrarias que ocurrieron en México durante la segunda mitad del siglo XX. La perspectiva de los agricultores en la región nos permitió reconocer que el conocimiento del suelo como un recurso es limitado, además de que los principales problemas identificados localmente para la producción agrícola están asociados al bajo rendimiento de las semilla o de la planta, de modo que el suelo no se visualiza cómo un recurso importante, ni como almacén de nutrientes para el desarrollo de las plantas cultivadas.

El régimen de manejo agrícola afectó los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo, y la magnitud de los efectos se relaciona con la intensidad del RI o RT. Los suelos en RI tienen mayor compactación (densidad aparente, RI: 1.08; RT: 0.80 g/cm³), acidez (pH, RI: 5; RT: 6), menor contenido de Carbono (RI: 5.1; RT: 26.5 mg g⁻¹) y Nitrógeno (RI: 0.4; RT: 2.0 mg g⁻¹), Carbono en biomasa microbiana (RI: 83.9; RT: 262.4 µg C g⁻¹) y niveles de mineralización de C más bajos (RI: 290.2; RT: 668.7 µg C g⁻¹). Esto es resultado de la intensificación de prácticas como la fertilización exclusivamente inorgánica y el arado mecanizado. La adición de materia orgánica a través de abonos orgánicos en el régimen tradicional promueve la fertilidad física, química y biológica del suelo, y muestra un efecto positivo sobre la resistencia del suelo al cambio de uso del suelo. El tipo e intensidad de fertilización afecta la respuesta de la actividad microbiana, y la conservación de funciones ecológicas como la actividad enzimática, actividad metabólica y la mineralización de C está modulada por el efecto histórico del manejo que ha determinado las características físicas, químicas y biológicas del suelo.

Consideramos que un reto urgente para el desarrollo social y la restauración ambiental es reconocer a la degradación del suelo como una oportunidad para atenderla desde una perspectiva aplicada y propositiva que contribuya a generar conocimiento e identificar puntos de encuentro entre diferentes disciplinas científicas.

1. Introducción

Regímenes de manejo agrícola dominantes en México

En México el uso agrícola del suelo ocupa 27 millones de hectáreas y representa el 16% del territorio (ENA, 2014). De acuerdo con la Encuesta Nacional Agrícola 2014 la agricultura de temporal es la más practicada y ocupa el 80% de la superficie sembrada. El arado mecanizado es una práctica común entre los agricultores a nivel nacional, y la mitad de la superficie agrícola que hay en México utiliza tractores, mientras que la otra mitad continúa usando el arado con yunta o manual (ENA, 2014). Sin embargo, el uso de maquinaria más allá de tratarse una elección es una práctica condicionada por el acceso de los agricultores a créditos o préstamos, tan solo el 10% de las unidades de producción encuestadas reconoce tener esta posibilidad.

Los cultivos dominantes en México son el maíz blanco, sorgo, frijol, caña de azúcar y trigo, y representan el 60% de la producción agrícola nacional (INEGI, 2006; ENA, 2014). El análisis estadístico de la ENA señala que cada tipo de cultivo se asocia a un problema particular para la producción agrícola, por ejemplo, de acuerdo con los encuestados el principal problema para la producción de sorgo, trigo y caña es el alto costo de los insumos, principalmente la semilla; mientras que para los cultivos de mayor producción nacional que son el maíz blanco y el frijol los principales problemas para su producción son la falta de asistencia técnica en el campo y la pérdida de fertilidad del suelo.

Históricamente las personas han modificado los ecosistemas para incrementar la provisión de servicios y recursos de su interés (Trilleras et al., 2015), esto ha ocasionado impactos sobre el mantenimiento de funciones ecológicas en los sistemas agrícolas. Por lo tanto, el cambio de las funciones ecológicas ha repercutido sobre actividades importantes como la producción de alimentos (Bennett y Balvanera, 2007). Las actividades de manejo pueden afectar la capacidad de los sistemas

agrícolas para mantener su funcionamiento (Folke et al., 2002). Un sistema agrícola sostenible tiene la capacidad de mantener funciones ecológicas como la respiración microbiana, mineralización de carbono (C) y nitrógeno (N), o la actividad enzimática. Sin embargo, durante los últimos 70 años, la intensificación de las prácticas agrícolas sobre el suelo rebasó la capacidad del mantenimiento de la disponibilidad de nutrientes y ahora el crecimiento de los cultivos se encuentra condicionado por el uso de fertilizantes (Etchevers et al, 2015).

La relación entre las personas y el suelo es fundamental, pero las prácticas de manejo poco sostenibles como la eliminación del ingreso de materia orgánica y la mecanización del arado aumentan la presión sobre los suelos de los sistemas agrícolas, acelerando su erosión y disminuyendo su fertilidad (FAO, 2015²). Por ejemplo, el cambio del esquema de producción tradicional al de agricultura moderna permitió el acceso a tecnologías que se basan en monocultivo, el arado mecanizado, el uso de plaguicidas y fertilizantes y el uso de semillas mejoradas para aumentar el rendimiento de la producción agrícola. Sin embargo dichas prácticas aceleran la pérdida de funciones ecológicas en los sistemas agrícolas (Curtaz et al, 2014; Etchevers et al, 2015).

Etchevers et al. (2015) señalan que en México predominan dos grupos de productores agrícolas, y cada grupo está caracterizado por un sistema de producción con prácticas de manejo específicas. Por una parte, están los productores empresariales que manejan mayores extensiones de terreno (>5 hectáreas), que tienen acceso a créditos, y por lo tanto mayor capital de inversión; por otro lado, están los pequeños productores que producen para mercados periféricos o de autoconsumo en terrenos pequeños (1-5 hectáreas) y que comúnmente producen para un grupo familiar. Ante esta situación se hace evidente que la degradación del suelo será distinta bajo estos escenarios de producción tan contrastantes (Curtaz et al, 2014; Etchevers et al., 2015). El uso más intensivo del suelo suele estar relacionado con productores empresariales, y con prácticas como el arado con maquinaria, uso de fertilizantes en grandes cantidades y el monocultivo. Las prácticas tradicionales, en tanto, están

mayormente asociadas con pequeños productores, cuyo sistema de manejo conserva prácticas como el arado con yunta, menor intensidad de fertilización y rotación de cultivos (FAO, 2015²; Etchevers et al. 2015). Sin embargo, el análisis del impacto de dichas prácticas sobre la reducción de las propiedades biogeoquímicas del suelo ha sido poco documentado en México.

Efecto del régimen de manejo agrícola sobre la degradación del suelo

La capacidad de los sistemas agrícolas para mantener sus funciones es resultado de un proceso gradual, es decir, la capacidad de un sistema ecológico de mantener sus funciones después de un disturbio deriva de su manejo histórico (Folke et al., 2002). Por lo tanto, el impacto del manejo sobre las propiedades edáficas y los procesos biológicos del suelo dependerá del régimen de manejo, es decir, de la duración, frecuencia, intensidad y magnitud de las prácticas (García-Oliva, 2005; Pickett y White, 1985; Trilleras et al., 2015). En sistemas productivos, como los agrícolas, se considera que algunas prácticas de manejo tienen un efecto más negativo sobre la pérdida de funciones ecológicas como la acumulación de materia orgánica y la mineralización de C y N, que a su vez afectan directamente la fertilidad del suelo (Curtaz et al., 2014).

El suelo es un componente clave en los ecosistemas terrestres porque sustenta la diversidad, actividad y productividad biológica, regula flujos de agua y sedimentos, filtra, degrada e inmoviliza contaminantes orgánicos e inorgánicos y regula la dinámica de nutrientes (Karlen et al, 2008; Bautista-Cruz et al, 2012). Además de jugar un papel fundamental en los ciclos biogeoquímicos, los suelos son la base de la producción de alimentos a nivel global, debido a que la mayoría de los alimentos que consumimos son producidos de manera directa en el suelo (Etchevers et al., 2015; FAO, 2015²). Debido a esto, durante el último siglo las actividades humanas sobre el suelo se han intensificado, lo que ha alterado de manera sustancial sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Zhao et al., 2013;

Etchevers et al, 2015; FAO, 2015). Tan solo por degradación se calcula que anualmente hay una pérdida de 12 millones de hectáreas de suelo fértil a nivel global (FAO, 2015²).

La degradación del suelo hace referencia a la reducción de funciones biológicas y productivas del suelo (D'odorico y Ravi, 2016). La pérdida de fertilidad del suelo es uno de los problemas ambientales más importantes que enfrenta la humanidad (Barajas, 2007). Éste fenómeno afecta grandes extensiones de tierra e implica diversos problemas sociales, ecológicos y económicos relacionados con el mantenimiento de funciones ecológicas del suelo, y por lo tanto sobre la provisión servicios ecosistémicos (FAO, 2015). La disminución de la fertilidad del suelo, aunada a problemas relacionados con la accesibilidad a la tierra son los principales obstáculos para una producción agrícola rentable (Curtaz et al., 2014). Por lo tanto, la degradación de tierras no es sólo un problema ecológico, sino también socio-económico, porque la reducción del uso potencial del suelo como un recurso sólo puede definirse en relación al uso que la gente hace de éste (Warren, 2002; Tarrasón et al., 2016). Las implicaciones socio-económicas del problema pueden reconocerse en las formas de manejo de la tierra, especialmente en grupos que subsisten de la agricultura y que por lo tanto dependen de la productividad del suelo (Vu et al., 2014). La degradación también tiene efectos indirectos sobre la conservación de tierras porque las áreas degradadas son abandonadas, y se convierten en zonas erosionables y esto promueve la apertura de nuevas zonas para la producción agrícola (Curtaz et al., 2014).

El origen de la degradación de tierras como un problema global está determinado por factores naturales y antropogénicos (Khaliq et al 2014; Curtaz et al., 2014; Tarrasón et al., 2016). Las causas antropogénicas de la degradación del suelo se atribuyen en gran parte al manejo inapropiado del suelo y al cambio de uso de suelo (CUS), estos procesos son consecuencia de factores diversos como el acaparamiento de tierras fértiles, la distribución desigual de tierras y cambios de los sistemas agrícolas tradicionales por métodos más industrializados. Por otra parte, están las causas naturales relacionadas

con características intrínsecas de suelos frágiles en diversas zonas agro-ecológicas (Curtaz et al., 2014; Tarrasón et al., 2016). El CUS es considerado el inicio del proceso de degradación del suelo porque conduce a la pérdida física del horizonte superficial del suelo, que resulta frecuentemente en impactos negativos sobre la fertilidad lo cual reduce los contenidos de nutrientes y materia orgánica (Etchevers et al., 2015; Curtaz et al., 2014; Haines y Naidu, 1998). Aunadas al CUS, las prácticas de manejo del suelo prolongan e intensifican los cambios sobre las propiedades edáficas, especialmente sobre las biológicas, porque influyen en la disponibilidad de los nutrientes que son necesarios para el desarrollo de microorganismos (Etchevers et al., 2015; Curtaz et al., 2014) (figura 1).

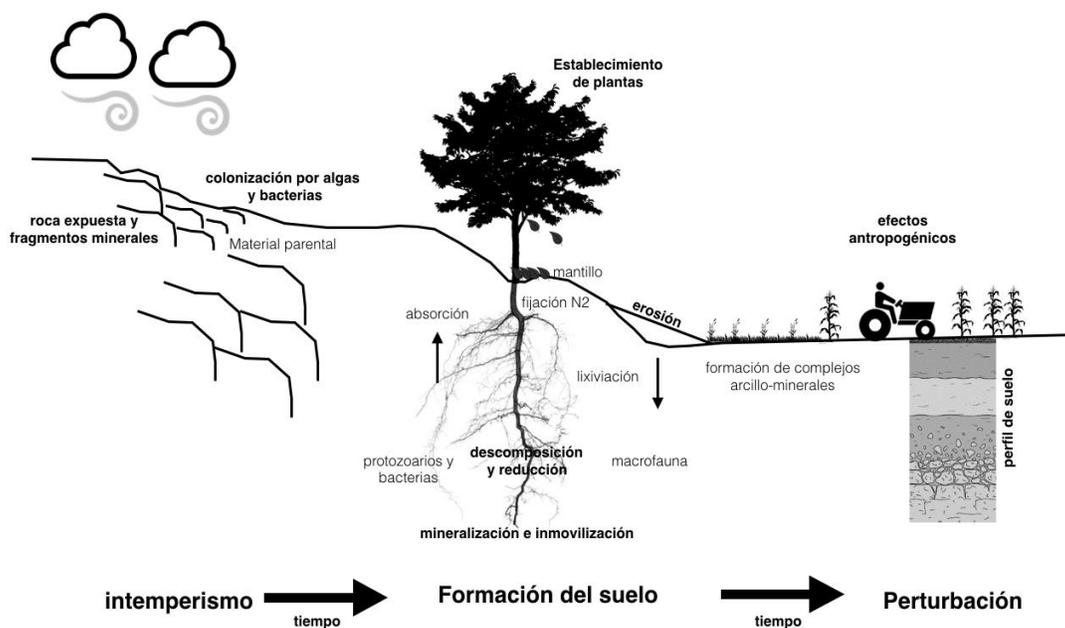


Figura 1. Visualización de los principales procesos relacionados con cambios en las propiedades edáficas, la figura muestra la formación del suelo a partir de los factores formadores e intemperismo, después las interacciones bióticas a través del establecimiento de plantas, y por último el estado de perturbación relacionado con factores antropogénicos (modificado de Paul y Clark, 1996).

El arado es una de las prácticas que afecta la estructura del suelo, porque influye sobre el grado de agregación de las partículas del suelo (Curtaz et al., 2014). Ekenler y Tabatai (2003) señalan

que el arado afecta la concentración de C y N orgánicos, y que este tipo de práctica influye sobre procesos biológicos a través de su efecto sobre la cantidad y distribución de la materia orgánica. Addiscott y Dexter (1994), que estudiaron los efectos del arado como la principal práctica que promueve la exposición del horizonte superficial, señalan que el arado propicia la pérdida de nutrientes porque modifica su estructura, debido al rompimiento de los agregados del suelo. Luo et al. (2002) señalan que el arado no propicia la disminución del contenido de nutrientes, sino que sólo se redistribuye a lo largo del perfil del suelo. En el mismo caso de estudio evaluaron el efecto del arado cero sobre las propiedades edáficas, los autores señalan que la estructura del suelo mejora en ausencia del arado en su capa superficial, pero que el contenido total de C en el perfil de suelo se conserva (Luo et al., 2010).

La rotación de cultivos es considerada una práctica de manejo que procura el mantenimiento de la fertilidad del suelo porque permite la restauración de la materia orgánica a través de la adición de materia orgánica de distinta calidad al suelo (FAO, 2015²); esto a su vez influye sobre el aumento en los contenidos de C y N en suelos agrícolas (Jarecki y Lal, 2003). La rotación de cultivos en suelos degradados ha sido utilizada como una práctica de rehabilitación de suelos, porque acelera su recuperación debido a la incorporación de materia orgánica al suelo (Aerts y Honnay, 2012). Kallenbach y Grandy (2011) encontraron que sitios con rotación de cultivos presentaban un aumento significativo del contenido de C microbiano durante la adición de enmiendas orgánicas en comparación con sitios de monocultivo que también fueron tratados con enmiendas orgánicas. Charles-Paré et al. (2015) evaluaron el efecto de varios sistemas de rotación de cultivos sobre parámetros de la calidad del suelo como el rendimiento del cultivo, el contenido de materia orgánica, la conductividad hidráulica y la estabilidad de agregados. Sus resultados señalan que existen tipos de rotación que afectan con mayor intensidad la mayoría de los parámetros evaluados, pero sin importar el tipo de rotación, esta práctica tiene un efecto positivo sobre el contenido de materia orgánica en la capa superficial del suelo (0-20 cm) porque promueve la acumulación de residuos vegetales sobre el suelo.

El suelo se ha reconocido como un recurso limitado, de modo que el diseño de propuestas de manejo sostenible debería incluir aspectos sociales, culturales y políticos, porque comprender el proceso de adopción de las prácticas de uso del suelo ayudará en la formulación conjunta de nuevas prácticas (FAO, 2012; García-Oliva, 2005; Karlen et al., 2008). El grado en que las prácticas de manejo afectan al suelo no atiende a una causa en particular, porque también estará relacionado con las características específicas del suelo del sitio (Vu et al., 2014). Es importante mencionar que la mayoría de los estudios de degradación de suelo están limitados por la capacidad operativa de los experimentos y por la variabilidad de las propiedades edáficas (Chen y Stark, 2000; Luo et al., 2010). Por lo tanto, es necesario entender cómo las prácticas de manejo agrícola funcionan en sitios específicos y bajo qué condiciones ecológicas y socio-económicas lo hacen (Giller et al., 2009). Reconocer el impacto de las prácticas de manejo sobre las propiedades del suelo permanece es importante para atender los problemas relacionados con el mantenimiento de las funciones ecosistémicas del suelo (Luo et al., 2010; FAO 2015²).

Parámetros edáficos asociados a fertilidad del suelo

En los suelos agrícolas hay indicadores del funcionamiento del sistema que son considerados indicadores del mantenimiento de funciones ecológicas en el suelo. Por ejemplo, una cantidad adecuada de nutrientes disponibles para el crecimiento de las plantas, una densidad aparente que permita la retención de agua y penetrabilidad de raíces, la presencia de cobertura vegetal que proteja al suelo de la erosión potencial y la cantidad de insumos utilizados para el cultivo (Etchevers et al, 2015; FAO, 2016).

Las respuestas funcionales de los microorganismos para reconocer el mantenimiento de funciones ecológicas en suelos agrícolas están limitadas por falta de conocimiento tanto de

experimentos de restauración como por la falta de investigación básica en biogeoquímica (Kaye et al., 2005). Es difícil reconocer en qué punto un suelo está degradado debido a que la degradación es el resultado del manejo histórico. Sin embargo, el contenido de nutrientes totales y disponibles, la actividad microbiana, la biomasa microbiana, y algunas propiedades físicas y químicas del suelo son reconocidos como parámetros para reconocer el estado y el funcionamiento del suelo (Ciarkowska et al., 2014). Entender el funcionamiento de los suelos puede ayudar a enfrentar los retos relacionados con el desarrollo sostenible a través de la identificación del grado de degradación de suelos y la resistencia del sistema suelo ante la intensificación de las prácticas de manejo.

La calidad de la materia orgánica del suelo es una de las principales propiedades que está directamente influenciada por la incorporación de enmiendas o abonos orgánicos, porque el tejido vegetal que regresa al suelo tiene diferente cantidad y composición química (García-Montiel y Binkley, 1998; Pastor et al., 1984). Esto es lo que ocurre durante la rotación de cultivos, el manejo promueve la adición de residuos vegetales con una composición química más diversa; por ejemplo se han utilizado especies vegetales de rápido crecimiento para restaurar ecosistemas de bosques tropicales, porque influyen sobre la fertilidad del suelo (Evans, 1982; García-Montiel y Binkley, 1998). Chen y Stark (2000) evaluaron el efecto de dos especies sobre el ciclo de C y N en el suelo y encontraron que las especies de plantas tienen una influencia significativa sobre la dinámica de C y N durante los primeros años de establecimiento de la planta. Las funciones ecosistémicas del suelo como la dinámica de nutrientes, son soporte del desarrollo agrícola, por lo tanto de la seguridad alimentaria y de las formas de vida, de ahí que sea necesario asistir sobre el mantenimiento de sus funciones (FAO, 2015²).

Aumentar el almacén de carbono orgánico del suelo (COS) funciona para promover la fertilidad del suelo porque la disponibilidad de C en el sustrato controla el crecimiento microbiano en el suelo, y esto es un factor clave sobre la dinámica y disponibilidad de N y P (Elfstrand et al., 2007; Khaliq y Abbasi, 2015). La recuperación de las propiedades del suelo por el uso de abonos orgánicos ocurre

principalmente sobre la biomasa microbiana, MOS y actividad enzimática (Zhang et al., 2010; Zhu et al., 2010; Raiesi, 2012; Zornoza et al., 2008; Gamboa, 2011). Bautista-Cruz et al. (2012) desarrollaron evaluaciones de calidad del suelo en sistemas agrícolas con el objetivo de identificar cuáles son los parámetros que pueden ser utilizados como indicadores de cambios favorables en las propiedades edáficas y encontraron que algunos de los parámetros útiles son el carbono orgánico del suelo (COS), pH y fósforo disponible. De estos indicadores, el COS es ampliamente recomendado porque tiene un tiempo de recuperación más corto y por lo tanto mayores posibilidades de ser utilizado como un parámetro para el diagnóstico del suelo.

La actividad microbiana del suelo es altamente sensible a los cambios ambientales y esto la convierte en un indicador útil para el diagnóstico de cambios en la dinámica de nutrientes del suelo (Sparling, 1992). Cuando la entrada de nutrientes se modifica por remoción o cambio de la cobertura vegetal, se afectan procesos microbianos en el suelo debido al cambio de la calidad y cantidad de materia orgánica que entra al suelo (Christensen, 1996; Ekenler y Tabatai, 2003). Por lo tanto, la comunidad microbiana del suelo que lleva a cabo la descomposición de la materia orgánica del suelo se ve afectada (MOS) (McGuire y Treseder, 2010; Kallenbach y Grandy, 2011), y esto se refleja en procesos biogeoquímicos como la dinámica de nutrientes (Kallenbach y Grandy, 2011; Schmidt et al., 2011; Chen y Stark, 2000; Chapin et al., 2009).

La influencia de la comunidad microbiana del suelo sobre la dinámica de la MOS no es sólo a través de la descomposición, sino que los productos microbianos son en sí mismos un componente importante de la MOS (Schmidt et al., 2011). Se ha señalado que la presencia o ausencia de cobertura vegetal puede tener un efecto sobre la dinámica de nutrientes y la descomposición de la MOS porque controla la cantidad y calidad de la entrada de C al suelo (Vinton y Burke, 2005; Chen y Stark, 2000). Por lo tanto, un cambio sobre el estrato que cubre el suelo puede influenciar la circulación de C en el suelo a través de cambios en la actividad metabólica de los microorganismos (Schmidt et al., 2011). La

biomasa microbiana y la actividad enzimática son indicadores tempranos de cambios en las propiedades edáficas inducidas por el régimen de manejo (Acosta-Martínez y Tabatai, 2000; Ekerlen y Tabatai, 2003). La actividad enzimática tiene un papel fundamental en la descomposición de la materia orgánica del suelo y en la dinámica de nutrientes, por lo que puede ser un indicador de la intensidad de las transformaciones de nutrientes y de su disponibilidad para las plantas en un ambiente determinado (Ciarkowska et al., 2014).

Las enzimas presentes en la matriz del suelo, o exo-enzimas son principalmente de origen microbiano que juegan un papel importante sobre el mantenimiento del equilibrio en el suelo y de su fertilidad (Das & Varma 2011; Burns et al., 2013). El contenido de exoenzimas en el suelo es ampliamente variable, dado que las propiedades físicas, químicas, microbiológicas y bioquímicas del suelo también determinan los procesos metabólicos de los microorganismos (Dick et al., 1994). Sin embargo, el factor primordial que controla la actividad enzimática es el contenido, composición y dinámica de la materia orgánica del suelo (Das & Varma, 2011).

Lo tipos de suelo responden de manera distinta a la adición de materia orgánica de diferente calidad y en distinta cantidad (Liu et al., 2014). Por lo tanto, la posibilidad de mejorar la fertilidad del suelo y la productividad agrícola dependerá de la composición química de la materia orgánica adicionada y del tipo de manejo al que esté sometido el suelo (Khaliq y Abbasi, 2015; Elfstrand et al., 2007). Khaliq y Abbasi (2015) encontraron que las enmiendas con mayor cantidad de nutrientes disponibles (C, N y P) son las que tuvieron un efecto significativo sobre las propiedades físicas del suelo, particularmente sobre la disminución de la densidad aparente y el aumento en la estabilidad de agregados, a diferencia de las enmiendas que sólo contienen N, que no mostraron efectos positivos sobre estas propiedades, y además promovieron la acidificación del suelo.

El establecimiento de prácticas de conservación de suelos busca recuperar y mejorar las propiedades edáficas y minimizar la erosión (García-Oliva, 2005), sin embargo, para ponerlas en

práctica es necesario reconocer el nivel de degradación que tiene el sistema (García-Oliva, 2005; Haig, 2014). El éxito de cualquier ejercicio de rehabilitación de suelos estará limitado por el grado de degradación del suelo, porque en caso de tener un grado de degradación muy alto, es probable que las funciones ecosistémicas del suelo no se recuperen (An et al., 2008; FAO, 2015). De igual forma, es necesario evaluar la viabilidad de la rehabilitación porque puede ser altamente costosa (Etchevers et al, 2015; García-Oliva, 2005). Debido a esto, se ha sugerido que las prácticas de conservación de suelos deberían adoptarse como un práctica de manejo a largo plazo, y no visualizarse como una meta a corto plazo (An et al., 2008).

Resistencia del suelo

Un suelo sostenible es aquel que conserva la capacidad de funcionar integralmente (Ludwig et al., 2017), esto incluye funciones ecológicas como el ciclo de nutrientes y la provisión de servicios ecosistémicos que dependen del suelo, como la producción de alimento. El manejo agrícola del suelo induce cambios importantes sobre las funciones ecológicas del suelo, sin embargo, el desempeño de las funciones ecológicas durante eventos de perturbación dependerá en gran medida de las condiciones previas al cambio (Orwin y Wardle, 2004; Pimm, 1984; Delgado-Baquerizo et al., 2013). La estabilidad de los sistemas ecológicos es una construcción teórica compleja, sin embargo, la literatura (Orwin y Wardle, 2004; Pimm, 1984; Delgado-Baquerizo et al., 2013; Holling; 1973) concuerda en que la sostenibilidad de los sistemas ecológicos dependerá en gran medida de su estabilidad. Holling (1973) define la estabilidad de un sistema ecológico como un atributo de permanencia o mantenimiento de funciones ecológicas caracterizada por adoptar más de un estado, de modo que los sistemas ecológicos pueden adoptar más de un estado considerado estable (Holling, 1973; Ludwig et al., 2017).

La estabilidad de un sistema tiene dos componentes, resistencia y resiliencia. La resistencia es la cantidad de cambio causado por el disturbio, y la resiliencia es el tiempo de retorno del sistema

ecológico a una condición pre-disturbio (Holling, 1973; Holling, 1996; Orwin y Wardle, 2004; Ludwig et al., 2017). Ludwig et al. (2017) utiliza como ejemplo a la comunidad microbiana del suelo y señala que la resiliencia estará limitada por el potencial genético de la comunidad microbiana del suelo, mientras que el límite de la resistencia estará modulado por las funciones ecológicas que la comunidad microbiana desempeña en el suelo (figura 2). A partir de esta reflexión consideramos que reconocer la resistencia de un sistema ecológico se torna viable en este estudio porque nos permitirá evaluar la capacidad potencial del sistema a no modificar sus funciones ecológicas en condiciones de cambio (Orwin y Wardle, 2004; Pimm, 1984).

Para evaluarla, Orwin y Wardle (2004) proponen comparar el desempeño de funciones ecológicas deseadas entre un suelo no perturbado y otro perturbado; de esta forma el suelo no perturbado es considerado un control sobre el desempeño de las funciones ecológicas del suelo (Orwin y Wardle, 2004). Este tipo de evaluaciones se utilizan principalmente para reconocer la respuesta de alguna variable ecológica a un disturbio, por ejemplo, Delgado-Baquerizo et al. (2017) evaluaron la resistencia del suelo a través de funciones ecológicas como la mineralización de C y N, señalan que la ventaja de utilizar un indicador de resistencia, a diferencia de sólo comparar concentraciones de nutrientes, es que un indicador estandariza los datos y permite visualizar a través del signo positivo o negativo de los datos, cuáles son las funciones que se conservan y cuáles se pierden.

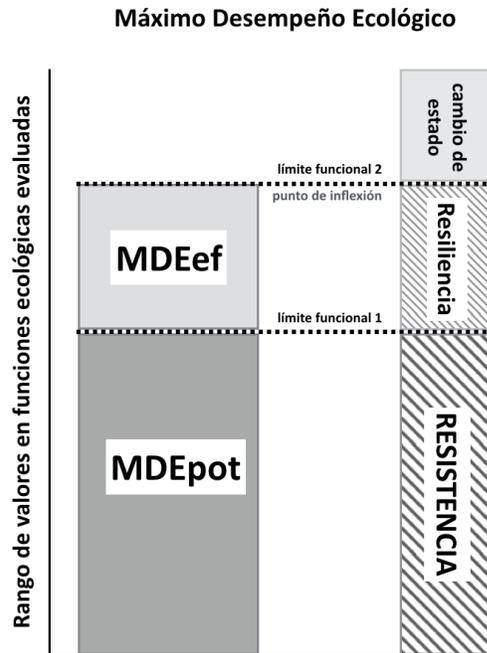


Figura 2. Modelo conceptual de Ludwig et al. (2017) Muestra al Máximo Desempeño Ecológico del suelo con dos límites funcionales hipotéticos resistencia y resiliencia. La resistencia se reconoce como MDEef, Máximo desempeño ecológico efectivo, cuyo rango y límite dependerán de los límites genéticos de la comunidad microbiana. La Resistencia se reconoce como MDEpot, Máximo desempeño ecológico potencial, cuyo rango y límite dependerán de los límites funcionales de los microorganismos. El cambio de estado atiende a un estado estable del sistema distinto al evaluado (modificado de Ludwig et al., 2017).

2. Planteamiento del problema

El 45% del territorio en México está ocupado por suelos degradados, los estados a nivel nacional con mayor grado de degradación del suelo con un territorio con más del 50% de superficie en estado de degradación son Puebla, Morelos y el Estado de México (INEGI, 2015). En la intersección de estos tres estados se localiza la región Izta-Popo. La región es una zona montana representativa del escenario agrícola nacional, ahí se practica principalmente agricultura de temporal. La mayor parte de la superficie está sembrada con maíz de grano blanco, las prácticas de manejo agrícola son diversas, hay uso de tractor, fertilizantes químicos, abonos orgánicos, herbicidas, rotación de cultivos y monocultivos. Con el objetivo de comprobar los efectos del tipo de manejo sobre el suelo, se eligieron como sitios de estudio dos localidades que representan dos escenarios agrícolas contrastantes en una misma región, ambas se extienden sobre la vertiente oriental de los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl. Las localidades comparten características ambientales de clima, altitud precipitación y tipo de suelo, territorialmente pertenecen al Estado de México. En sus alrededores se extiende un área altamente poblada, y algunas actividades que se desarrollan son de tipo industrial, extractivas, agricultura, forestería y conservación (CONANP, 2013; INEGI, 2010).

La primera localidad, es el ejido Manuel Ávila Camacho catalogado como localidad rural en el municipio de Ixtapaluca (INEGI, 2010). El tipo de agricultura que se observa en la el ejido está asociada a usos más tradicionales de la tierra, y se caracteriza principalmente por el arado manual, la rotación de cultivos, el uso de abonos orgánicos y una menor intensidad de fertilización química. La segunda localidad está en el municipio de Amecameca de Juárez, catalogada como una zona urbana que limita con la zona de conservación del Parque Nacional Izta-Popo (INEGI, 2010), donde el tipo de agricultura está asociada a usos más intensivos de la tierra y se caracteriza principalmente por el arado mecanizado, el monocultivo y la fertilización química exclusivamente.

El reconocimiento de la zona a través de recorridos de campo y pláticas con agricultores de la región nos permitió conocer que la perspectiva de los agricultores respecto al suelo como un recurso es limitada, además de que asocian los principales problemas para la producción agrícola al bajo rendimiento de las semillas o de la planta, de modo que el suelo no se visualiza cómo un recurso importante, ni como almacén de nutrientes para el desarrollo de las plantas cultivadas. A partir de este conocimiento consideramos que evaluar el efecto del manejo agrícola sobre algunas funciones ecológicas del suelo, como la dinámica de nutrientes y la actividad de la comunidad microbiana puede visualizar el problema de degradación del suelo que hay en la región, además de exponer explícitamente al suelo como un recurso limitado y de igual importancia para la producción agrícola como se le considera a las semillas y a las plantas. Asimismo, proponemos que evaluar la resistencia del suelo experimentalmente a través de cambios en al menos un factor del régimen de manejo agrícola, como la fertilización, permitirá reconocer el tipo de respuesta de la comunidad microbiana bajo condiciones de estrés, y por lo tanto el efecto que el cambio del tipo de fertilización puede tener sobre el mantenimiento de las funciones ecológicas del suelo.

3. Objetivos e hipótesis

Objetivo General

Analizar el efecto del régimen de manejo y del cambio del tipo de fertilización sobre la fertilidad y resistencia del suelo en sistemas agrícolas bajo diferentes regímenes de manejo.

Objetivos Particulares

1. Documentar el régimen de manejo en las localidades de estudio.
2. Caracterizar el efecto de dos regímenes de manejo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.
3. Comparar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo entre dos regímenes de manejo agrícola con un sitio sin manejo agrícola.
4. Evaluar la resistencia de la actividad microbiana del suelo bajo dos regímenes de manejo al cambio de uso de suelo y a la forma de fertilización.

Hipótesis

1. El régimen de manejo agrícola será un factor determinante sobre el mantenimiento de funciones ecológicas del suelo, de modo que los parámetros edáficos asociados funciones ecológicas responderán negativamente en función de la intensidad de las prácticas de manejo.
2. La forma e intensidad de fertilización histórica de cada sistema habrá definido las funciones reguladas por la actividad microbiana del suelo, por lo cual el cambio de fertilización modificará la actividad microbiana del suelo en los dos regímenes de manejo.

3. La Resistencia del suelo evaluada a través de parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo será un indicador sensible al cambio de uso de suelo y al cambio de fertilización en los sistemas agrícolas.

4. Métodos

Sitio de estudio

La región Izta-Popo se extiende en la parte central de la Faja Volcánica Transmexicana, 50 Km al este de la Ciudad de México, entre los límites de los estados de México, Puebla y Morelos, a la región también se le conoce como Sierra Nevada donde se encuentran el Iztaccíhuatl y el Popocatepetl que forman el ambiente del Parque Nacional Izta-Popo (CONANP, 2013; Bobbink y Heil, 2003). Las principales geoformas dentro de la región son dos volcanes, el Iztaccíhuatl (5,220 msnm) un estrato volcán que empezó a desarrollarse hace 900,000 años y su actividad volcánica cesó en el Pleistoceno tardío (80 000 años). El segundo es el Popocatepetl (5,450 msnm) un estrato volcán con forma cónica, 15 km al sur del Iztaccíhuatl (Bobbink y Heil, 2003; CONANP, 2013). Ambos volcanes están unidos por la serranía de Ahualco, en el lugar llamado Tlamacaxco conocido como Paso de Cortés (figura 3).

Esta región es de importancia ecológica porque ahí se localiza el remanente más importante de Bosque Templado del centro de México, donde se pueden encontrar el 45% de las 2,071 especies que Rzedowski (1985) clasificó en el Valle de México (Chávez & Trigo, 1996). La diversidad biológica se debe a que en la Faja Volcánica Transmexicana convergen dos zonas biogeográficas, la Neártica y la Neotropical; esta convergencia aunada a la intrincada disposición del relieve origina una alta diversidad ecosistémica de flora y fauna. Los suelos predominantes en la región son Andosoles, Cambisoles y Regosoles (Bobbink y Heil, 2003), característicos de las zonas volcánicas a nivel global. Comúnmente se desarrollan sobre depósitos de material piroclástico de caída (tefras, pómez y cenizas), bajo cualquier clima (Peña-Ramírez, 2013; WRB, 2014). Presentan una secuencia de horizontes AC o ABC, con límites claros entre horizontes, el horizonte orgánico tiene un espesor entre 20-50 cm aunque a veces pueden ser menos de 20 y la concentración promedio de materia orgánica es de 8% (Peña-

Ramírez, 2013), por lo tanto se consideran suelos fértiles con potencial para la producción agrícola (WRB, 2014; Bobbink y Heil, 2003).

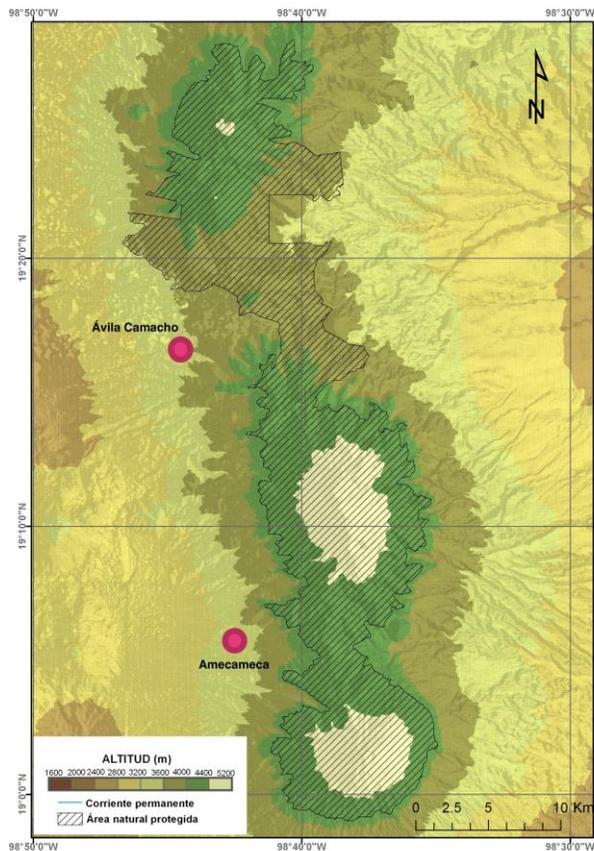


Figura 3. Localización de zona de estudio. La zona de Área Natural Protegida corresponde al Parque Nacional Izta-Popo, las localidades marcadas corresponden a los sitios caracterizados.

Un evento importante en la región ocurrió en 1935 cuando se decretó el Parque Nacional Izta-Popo. El decreto estableció como límite inferior del parque la curva de nivel de los 3 000 m, sin embargo para el año del decreto la región ya estaba densamente poblada e industrializada, de modo que el decreto excluyó a todas aquellas comunidades que ya existían y expropió los derechos de tenencia de la tierra al menos a 30 comunidades que alguna vez ocuparon los terrenos. En 1948 el límite inferior del parque subió a la cota de 3,600 msnm para establecer una Unidad Industrial de Explotación Forestal, que abasteció de materia prima a la fábrica de Papel de San Rafael hasta el año de 1992, cuando la unidad de explotación se declaró extinta y el parque regresó a su límite original. En

la actualidad el paisaje de la región se caracteriza por ser una zona de convergencia entre el Parque Nacional, rodeado asentamientos urbanos que presentan un acelerado crecimiento poblacional, sobre todo en los municipios del Estado de México y usos de suelo donde se desarrollan actividades productivas como agricultura, servicios, industria y forestales (CONANP, 2013; INEGI, 2010).

Documentación del régimen de manejo

Este trabajo pretende documentar el régimen de manejo agrícola a través de dos objetivos específicos, (i) reconocer cómo son utilizados los suelos y (ii) reconstruir el manejo del suelo en las parcelas de estudio. Para alcanzarlos se eligió como base metodológica un enfoque cualitativo e interpretativo de la perspectiva de los agricultores respecto al suelo como un insumo para la producción agrícola, además del registro de prácticas agrícolas específicas que pueden estar relacionadas con el mantenimiento o pérdida de la fertilidad suelo. La documentación del régimen de manejo se realizó a partir de fuentes de información documental y fuentes de información primaria como estudio de caso, entrevista y taller participativo, descritas a continuación.

El estudio de caso es una herramienta cualitativa que permitió establecer los primeros acercamientos con la comunidad en las dos localidades de estudio. El estudio se basó en pláticas orales con habitantes de la comunidad durante las primeras salidas de campo donde visitamos las localidades. Las pláticas se establecieron con agricultores mientras trabajaban sus parcelas, antes de entablar la conversación se solicitó el consentimiento a cada participante, explicamos los objetivos del proyecto y la confidencialidad de los datos que cada uno proporcionaba. La entrevista oral no siguió un guion con preguntas específicas, lo que permitió comprender generalidades de la historia ambiental del sitio, como el uso de suelo, tenencia de la tierra y la identificación de otros miembros de la comunidad dedicados a la agricultura. Durante estas visitas entrevistamos a 8 personas, 4 en cada localidad, a

partir de esta información logramos identificar otros actores clave en las comunidades, además de fundamentar el diseño de una entrevista con preguntas nuevas y evitar duplicar información.



Foto. Recorrido con agricultores por las parcelas (izquierda), plática con una familia de agricultores en Ávila Camacho.

La información documental es un método cualitativo interpretado a través de un resumen descriptivo para construir un contexto regional acerca de su población y de las actividades que realiza. De modo que la búsqueda de información estuvo centrada en integrar información relacionada con actividades productivas, fuentes de ingreso, tenencia de la tierra, prácticas agrícolas, principales cultivos y tipos de suelo. Las principales fuentes de información fueron anuarios estadísticos de INEGI a nivel estatal, municipal y local, el plan de manejo del Parque Nacional Izta-Popo y otras publicaciones señaladas en texto.

La documentación de las prácticas en cada régimen de manejo se realizó a partir de 45 entrevistas individuales semiestructuradas que son herramientas cualitativas orientadas a conocer temas específicos. La unidad de análisis en este estudio son las parcelas agrícolas de modo que el objetivo principal es reconocer la forma en que ha sido utilizado el suelo, en consecuencia, los cuestionarios fueron aplicados únicamente a habitantes dedicados a la agricultura, y que además son propietarios de terrenos. El cuestionario de la entrevista es en formato individual, incluye un total de 33

preguntas agrupadas en cuatro ejes temáticos; historia familiar, producción agrícola, ingresos familiares y conocimiento del suelo. Las preguntas generales responden al objetivo de reconocer cómo se usan los suelos, identificar motivación de continuar sembrando y reconocimiento del recurso suelo. El primer apartado lo llamamos “historia familiar”, incluye preguntas orientadas a reconocer la composición familiar, las actividades a las que se dedican los miembros de la familia, la intención y posibilidades de emigrar, antecedentes de migración relacionados con actividades agrícolas e interés de uso futuro de la tierra. El segundo apartado es “producción agrícola”, con preguntas orientadas a reconocer y describir el régimen de manejo, es decir, el tiempo, frecuencia, intensidad y magnitud de las prácticas agrícolas, antigüedad de uso, cambio de uso de suelo, extensión del tipo de manejo, diversificación de actividades y rentabilidad del uso agrícola o actividades alternativas. El tercer apartado “recurso suelo” presenta cuestiones relacionadas con la percepción del suelo cómo un recurso, con preguntas acerca del tipo de suelo, identificación de propiedades edáficas, preferencias de tipos de suelo y la relación de ciertos cultivos con algunos tipos de suelo. El último apartado “ingresos familiares”, concentra preguntas para identificar ingresos no relacionados con la producción agrícola del suelo. Las variables de respuesta se presentan a través de un resumen descriptivo de las prácticas de manejo que nos permite visualizar particularidades de la comunidad en cada una de las localidades, asimismo el resumen presentado de las entrevistas incluye algunas variables numéricas que nos permiten construir un escenario general de las comunidades en la zona de estudio.

El taller participativo consistió en una reunión grupal con habitantes de en cada una de las localidades, el objetivo primordial fue interpretar las respuestas conjuntas entre la comunidad acerca del suelo como un recursos para la producción y extender la descripción de las prácticas de manejo. A partir de esta reunión logramos consolidar algunas respuestas de las entrevistas que estaban inconclusas y construir una idea común acerca del suelo y del manejo agrícola.

La información de todas las fuentes se sintetizó en bases de datos. La información resultado de fuentes documentales se presentó como una síntesis que permitió contextualizar a nivel regional las prácticas de manejo agrícola. La información de las fuentes primarias como el estudio de caso, las entrevistas y el taller se presentan como una síntesis descriptiva en cuatro ejes temáticos principales, 1) características generales del agricultor y su familia, 2) Régimen de manejo agrícola, 3) Perspectiva de los agricultores hacia la agricultura como actividad laboral y 4) perspectiva hacia el suelo como un recurso.

Descripción de los perfiles de suelo

La descripción de perfiles se realizó para identificar efectos del régimen de manejo sobre algunas características edafogénicas del suelo en el campo. Consistió en la descripción de algunas propiedades físicas y químicas que permitieron reconocer variabilidad en el desarrollo del perfil de suelo (Siebe et al., 2006). Para llevarla a cabo se delimitó una alicata a partir de un pozo de 1 m³ en una parcela correspondiente a cada tratamiento. En total se realizaron 4 alicatas y en cada una se describió un perfil, se delimitó el límite entre horizontes, pedregosidad, color, estructura, estabilidad de agregados, densidad aparente, profundidad, densidad de raíces, pH y textura al tacto (Siebe et al., 2006). Asimismo, se registró evidencia de actividad biológica como canales, bioturbación, lombrices, larvas, restos de artrópodos, etc. Los suelos fueron clasificados con base en las reglas de la World Reference Base for Soil Resources (WRB) (2014), además de asesoría en campo para la descripción de perfiles.

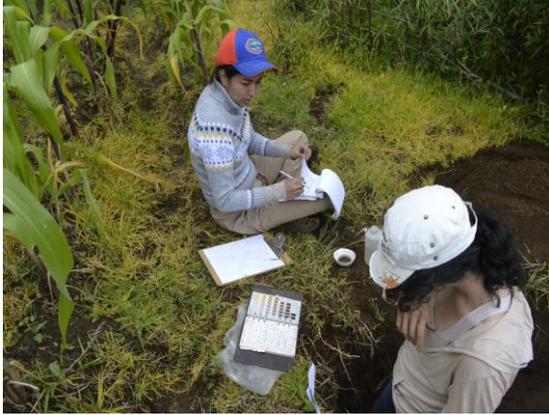


Foto. Actividades para la descripción de perfiles de suelo.

Caracterización de propiedades edáficas

Diseño de muestreo

Con el objetivo de entender el efecto del régimen de manejo sobre las propiedades edáficas se delimitaron cuatro tratamientos distintos que están diferenciados por el régimen de manejo: intensivo (I) y tradicional (T) y el descanso de uso agrícola de las parcelas (D). Se buscó comparar el posible efecto del tiempo sobre el restablecimiento de algunas propiedades edáficas porque hay evidencia de la recuperación casi inmediata del suelo después del abandono de uso agrícola (Zeller et al., 2000; Dunjón et al., 2003; Raiesi, 2012). A las parcelas sembradas al momento del muestreo se les considero uso agrícola activo (A). Por lo tanto, las combinaciones de tratamiento fueron, régimen intensivo con agricultura activa (IA), régimen intensivo con agricultura en descanso (ID), régimen tradicional con agricultura activa (TA) y régimen tradicional con agricultura en descanso (TD). Dentro de la misma región se seleccionó un sitio de referencia denominado sin manejo (SM), que no había sido manejado en los últimos 55-60 años, para comparar el efecto del régimen de manejo y sus implicaciones sobre las

propiedades edáficas. Para cada tratamiento y para el sitio de referencia se delimitaron cinco repeticiones.

En este estudio ambos regímenes de manejo y el sitio de referencia se localizan dentro de la misma región ecológica, una zona templada del centro de México bajo el mismo tipo de clima y establecidos en el mismo tipo de suelo de origen volcánico (Figura 4).

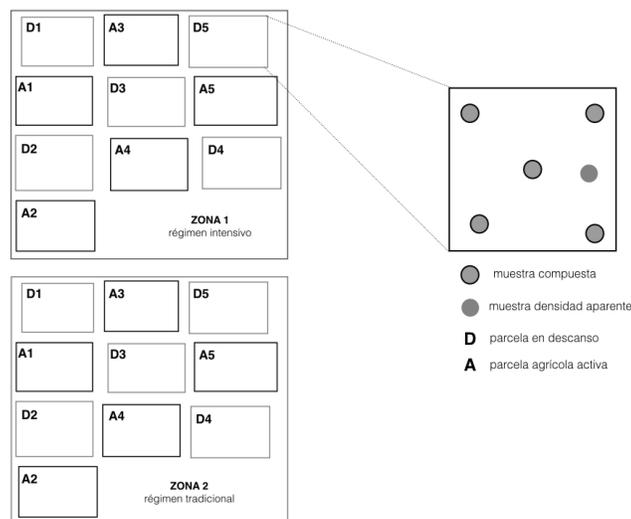


Figura 4. Diseño de muestreo.

El muestreo de suelo se llevó a cabo durante el mes de agosto de 2016, en cada una de las parcelas seleccionadas se tomaron 5 muestras de suelo a una profundidad de 0-30 cm, para formar una muestra compuesta en cada repetición dentro del tratamiento. En el diseño hay cinco repeticiones para cada tratamiento, de modo que en total se obtuvieron 25 muestras compuestas de suelo, que se depositaron en bolsas herméticas, etiquetaron y transportaron en una hielera al laboratorio. Además, se tomó una muestra inalterada de suelo en cada una de las réplicas del muestreo para densidad aparente, por lo tanto, se obtuvieron un total de 50 muestras de suelo para su determinación. Todas las muestras compuestas se colocaron en bolsas negras para su transporte y se almacenaron a 4° C hasta

su procesamiento en laboratorio, que en todos los casos las muestras permanecieron en espera de procesamiento por un período menor a 30 días.

Parámetros físicos

Se evaluaron la densidad aparente, textura y humedad. La densidad aparente se determinó gravimétricamente por el método del cilindro (Schlichting y Blume, 1996). Las muestras se tomaron con dos cilindros de 127 y 128 cm³, todas las muestras se pesaron en húmedo y después se secaron a 105° C por 72 horas para la determinación del peso en seco. La densidad aparente se calculó como la relación entre el peso seco de la muestra y el volumen del cilindro. El análisis de la textura se llevó a cabo por el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962). La determinación del contenido de humedad en suelos se realizó transfiriendo 5 g de suelo a cajas Petri, secando a 105° C durante 24 horas, y posteriormente colocando en un desecador por 12 horas. El cálculo de la humedad se presenta en los resultados como una proporción de agua (%) (Van Reeuwijk, 1992).

Parámetros químicos

Se evaluaron el pH, las bases intercambiables (Ca, Mg, K, S, Na, Fe) y la conductividad eléctrica. El pH y la conductividad eléctrica se determinaron con potenciómetro, en el sobredante de una suspensión 1:2.5 en agua desionizada, y la lectura se realizó usando un potenciómetro (Van Reeuwijk, 1992). Las bases intercambiables se extrajeron con acetato de amonio 1 N pH 7; el Ca y Mg se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer 3100), el K y el Na se analizaron con un flamómetro; en ambos con el método de Van Reeuwijk (1992).

Nutrientes totales

Para la determinación de nutrientes totales todas las muestras se secaron en estufa a una temperatura constante de 105° C por 48 horas, para los contenidos de carbono y nitrógeno fueron tamizadas en una malla de 2 mm y procesadas en un molino automático. El contenido total de carbono (Ct) y nitrógeno (Nt) se determinaron con un analizador elemental CNHS/O Perkin Elmer 2400 series II, en el modo CHN, determinado por conductividad térmica (Huffman 1977). El P total se determinó por espectrofotometría a 660 nm por reducción del molibdato con ácido ascórbico (figura 6).



Foto. Secado del suelo en estufa (izquierda), aspecto del suelo tamizado y seco (derecha).

Nutrientes disponibles

Las fracciones de nitrógeno inorgánico, amonio (NH_4) y nitratos (NO_3), se extrajeron de 10 g de suelo fresco con 1 M KCl, filtrado en papel Whatman #1 (Robertson et al., 1999), después se determinaron colorimétricamente por el método del salicilato de sodio (Monteiro et al., 2003), consiste en la adición de 0.5 ml de salicilato de sodio a 1 ml de cada extracción y conservación en estufa a 110°C hasta sequedad total. Para realizar la lectura, se adiciona 0.5 ml de H_2SO_4 y 3 ml de tartrato de K y Na con 4

ml agua milli-Q. La determinación colorimétrica se realizó en una celda de cuarzo con el espectro de luz visible a 430 nm. El P disponible (inorgánico) se determinó con el método de Bray-Kurtz (1945). Se extrajo con 1N NH₄F en 0.5 N HCL y cuantificó colorimétricamente como un complejo de molibdeno de amonio, utilizando ácido ascórbico como agente reductor (Peña-Ramírez, 2013). Después se realizó una corrección por la humedad del suelo (Chávez-Vergara, 2015).

Carbono microbiano

La biomasa microbiana se determinó por el método de fumigación-extracción con cloroformo (CHCl₃) según Vance et al. (1987). El método consta de tres fases, fumigación con CHCl₃ libre de etanol, extracción con 0.5 M K₂SO₄ y determinación analítica del C de la biomasa microbiana (Chávez-Vergara, 2015). Las muestras de suelo (fumigadas y no fumigadas) se transfirieron a un vaso de precipitados y se agregaron 80 ml de 0.5 M K₂SO₄ (1:4 peso: volumen). Después se filtró con papel Whatman #42, y en la última fase del procedimiento el C_{mic} se estimó con el C total extraído de las muestras no fumigadas, restado de las muestras fumigadas y dividido por un valor de K_c de 0.45 (Jenkinson, 2004).

Actividad enzimática

Se evaluó la actividad enzimática de cuatro enzimas, dos están relacionadas con el ciclo de C, β-glucosidasa (β-g) y Polifenol oxidasa (PFO); la Deshidrogenasa (DHA) se evaluó para identificar la actividad metabólica relacionada con la respiración de microorganismos y la Fosfomonoesterasa porque está relacionada con el ciclo de P. La preparación de las muestras de suelo para las cuatro enzimas se realizó a partir de 2 g de suelo fresco, adicionando 30 ml de MUB 1X (Modified Universal Buffer) ajustado a pH 5.8 (promedio del pH del sitio de estudio). La actividad de β-g se determinó de acuerdo con el método de Tabatabai (1982), se basa en la determinación colorimétrica de p-nitrofenol obtenido por la acción de β-g después de incubar el suelo con el sustrato. La incubación de 0.67 ml del

extracto de suelo durante dos horas con 0.67 ml de p-nitrofenol, β -D-glucopiranosido 5 mM a temperatura constante de 17° C (temperatura media anual del sitio de estudio). El p-nitrofenol liberado se cuantificó en un espectrofotómetro a 410 nm. La actividad absoluta de β -g se expresa como el p-nitrofenol producido por hora en la base de suelo seco a 105° C (Alef y Nannipieri, 1995; Baldrian, 2009; Fioretto et al., 2009; Chávez-Vergara et al., 2015). La actividad de deshidrogenasa (DHG) se midió de acuerdo con el método de reducción del cloruro de trifeniltetrazolio (TTC) a trifeniltetrazolio formazán (TPF) (Alef, 1995; Friedel et al., 1994). Se incubó 1 g de suelo fresco con 1 ml de solución al 1% de TTC en oscuridad a 17° C por 24 horas. Una vez transcurrido el tiempo de incubación el TPF resultante de la reducción biológica se extrajo con acetona y se cuantificó espectrofotométricamente a 546 nm. La actividad de DHG se expresa como el producto generado por hora en la base del suelo seco (Alef y Nannipieri, 1995; Baldrian, 2009; Fioretto et al., 2009; Chávez-Vergara et al., 2015). La actividad de Fosfomonoesterasa (fosfatasa) se midió con la adición del sustrato p-nitrofenil fosfato (pNP-Fosfato) adicionado a los extractos del suelo, incubado por dos horas a 17°C, la lectura se realizó espectrofotométricamente a 410 nm (Alef y Nannipieri, 1995; Baldrian, 2009; Fioretto et al., 2009; Chávez-Vergara et al., 2015). La enzima Polifenol oxidasa (PFO) se midió con la oxidación del sustrato 2,2'-azino-bis(3-etilbenzotiazolina-6-acido sulfúrico) (ABTS) adicionado a los extractos de suelo, incubado a 17°C por una hora, la lectura se realizó espectrofotométricamente a 460 nm (Alef y Nannipieri, 1995; Baldrian, 2009; Fioretto et al., 2009; Chávez-Vergara et al., 2015). En cada determinación enzimática cada muestra se hizo por triplicado, asimismo el control de sustrato y el control de muestra se hizo por triplicado para establecer el ruido espectrofotométrico.

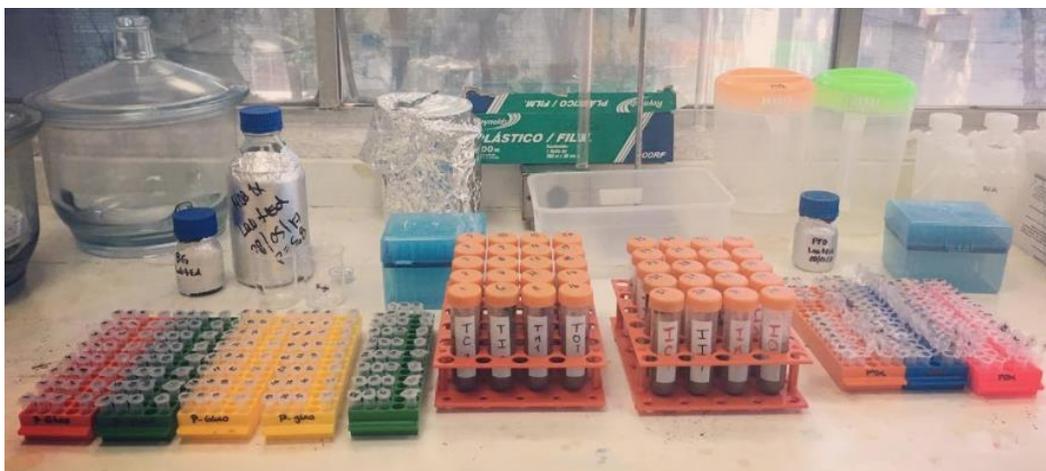


Foto. Material y soluciones utilizadas durante la determinación de actividad enzimática en el laboratorio.

Actividad enzimática específica

La actividad enzimática específica (SEA) fue calculada a partir de la modificación de la fórmula reportada en Chávez-Vergara et al. (2015) que se emplea como un indicador de la eficiencia de la actividad enzimática de acuerdo a la concentración de algún nutriente inmovilizado en la biomasa microbiana, la SEA fue calculada de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$SEA = A / B_{mic}$$

Donde SEA es la actividad enzimática específica expresada en μmol de pNP o tirosina liberada, (hidrolasas o polifenoloxidasas, respectivamente) por miligramo del nutriente en la biomasa microbiana por hora; A, es la actividad de alguna enzima determinada (β -glucosidasa, POX, DHA y Fosfatasa); y B_{mic} , es la concentración de C microbiano del suelo (mg g^{-1}).

Coefficiente metabólico

El coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$) es utilizado como un indicador de la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana, se calcula a partir de la siguiente ecuación:

$$q\text{CO}_2 = \text{CO}_2 / \text{Bmic}$$

Donde $q\text{CO}_2$ es el coeficiente metabólico expresado como la relación entre CO_2 , que es acumulado de la mineralización potencial de C ($\mu\text{g C g}^{-1}$) y Bmic, que es la concentración de C microbiano del suelo (mg g^{-1}) (Chávez-Vergara et al., 2015).

Experimento de cambio de fertilización

Para evaluar el efecto del cambio del tipo e intensidad de fertilización del suelo sobre la respuesta de la actividad microbiana se realizó un experimento *in vitro*. El diseño experimental del experimento fue de dos factores, el régimen de manejo y la forma de fertilización. El primer factor corresponde al régimen de manejo y tiene dos niveles, intensivo y tradicional en activo; el segundo factor es el tipo de fertilización con cuatro niveles, el primero es fertilizante inorgánico en un 100%, corresponde al fertilizante comercial conocido como triple 17, es una mezcla de K, N y P en una concentración del 17% cada uno. El segundo es una mezcla orgánica e inorgánica, que corresponde a una mezcla 50/50 de composta de estiércol y rastrojo con NPK (17%). El tercer nivel es fertilizante orgánico, corresponde a composta de estiércol y rastrojo en un 100%, por último, el cuarto nivel corresponde al control del experimento con ninguna forma de fertilización. La cantidad de fertilizante agregado a cada uno de los tratamientos se determinó a partir de la intensidad de fertilización registrada en cada uno de los regímenes de manejo para cada tipo de fertilizante.

En total el diseño experimental tiene ocho combinaciones de tratamiento (tabla 1), cada una con cinco repeticiones en el experimento.

Tabla 1. Combinaciones de tratamiento en experimento

Tratamientos	Fertilizante inorgánico	Mezcla	Fertilizante orgánico	Testigo
Intensivo	RI-I	RI-M	RI-O	RI-C
Tradicional	RT-I	RT-M	RT-O	RT-C

El método consiste en la incubación de 100 g de suelo fresco, colocados en tubos de PVC de 6 cm de diámetro por 7 cm de alto, al fondo de cada tubo se colocó una malla de 0.17 mm para evitar derrames. El tubo se colocó en frascos cerrados herméticamente. La incubación de todos los frascos se realizó a 25° C por 30 días, se mantuvieron aireados y el suelo se ajustó a la humedad registrada durante el primer muestreo de la caracterización edáfica.



Foto. Experimento de fertilización.

Adición de fertilizantes

Las dosis de fertilización se calcularon a partir del promedio de la intensidad de fertilización (kg/ha) registrada en las entrevistas en ambos regímenes de manejo. En el régimen tradicional el promedio de

la intensidad de fertilización con NPK es de 54.2 kg/ha y 200 kg/ha de estiércol. En el régimen intensivo el promedio de intensidad de fertilización con NPK fue de 162.6 kg/ha (tabla 2). Para calcular la cantidad de fertilizante en cada tratamiento se relacionó la intensidad de fertilización con los gramos de suelo en una hectárea a 20 cm de profundidad.

Tabla 2. Cantidad de fertilizante para el ensayo experimental

Régimen de manejo	Intensidad de fertilización NPK (kg/ha)	Intensidad de fertilización estiércol (kg/ha)	Fertilizante agregado en 100 g de suelo (mg)
Intensivo	162.6	No aplica	9.5
Tradicional	54.2	200	3.1+11.6

Variables de respuesta

Las variables de respuesta evaluadas fueron las fracciones disponibles de nitrógeno, expresadas como la concentración en $\mu\text{g g}^{-1}$ de NH_4^+ y NO_3^- ; la biomasa microbiana, las actividades enzimáticas, las actividades enzimáticas específicas y el coeficiente metabólico, determinadas a partir de los métodos antes descritos. Adicionalmente, se determinó la tasa de mineralización de C mediante la cuantificación de CO_2 producido por respiración heterótrofa a partir de la precipitación en una trampa de NaOH 0.5 M. La cuantificación del CO_2 se realizó en 5 mediciones a lo largo de los 30 días.

Evaluación de la resistencia del suelo

La evaluación de la resistencia (Rs) del suelo se realizó para reconocer el cambio de los parámetros edáficos por efecto del régimen de manejo agrícola y del tipo de fertilización. Para evaluarla se utilizó el indicador propuesto por Orwin y Wardle (2004), con la siguiente formula:

$$Rs = 1 - (2 * |Do|) / (Co + |Do|)$$

En esta formula, $|Do|$ es el valor absoluto de la diferencia entre el tratamiento control y el estado de perturbación del suelo, cualquiera que este sea; Co es el tratamiento. Los valores que adopta el indicador van de 1 a -1, donde 1 es la máxima resistencia y -1 la resistencia la más baja. En este estudio la evaluación de la resistencia se realizó en dos apartados, el primero evaluó la Rs del suelo al cambio de uso de suelo, comparando todos los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo entre los regímenes de manejo intensivo y tradicional respecto al sitio SM. El segundo evaluó la Rs de la actividad microbiana del suelo al cambio de fertilización entre los tratamientos de fertilización y el testigo del experimento.

Análisis estadísticos

Los datos de la caracterización edáfica se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) factorial con dos factores, el régimen de manejo, y el estado de las parcelas. En el caso de determinarse diferencias significativas ($p < 0.05$) en el ANOVA se realizó un análisis poshoc Tukey HSD. Por último, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) para la caracterización edáfica donde se incluyeron todos los parámetros evaluados.

Los datos de resistencia se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para determinar diferencias entre los regímenes de manejo.

Los datos del experimento se analizaron mediante un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, en el caso de determinarse diferencias significativas ($p < 0.05$) en el ANOVA se realizó un análisis poshoc Dunnet, donde el tratamiento sin fertilizante se mantuvo fijo para realizar las comparaciones con el resto de los tratamientos de fertilización. Por último, se realizó un PCA donde se incluyeron todos los parámetros evaluados.

5. RESULTADOS

5.1 La región Izta-Popo: síntesis de población y agricultura

La zona de estudio se localiza en la zona montana de dos municipios del Estado de México, Ixtapaluca y Amecameca de Juárez, Ixtapaluca es más grande en territorio ocupa el 2% de la extensión estatal, cuenta con 70 localidades y tiene una población total de 430,000 habitantes. En cuestiones de tenencia de la tierra, domina ampliamente el ejido con el 60% de la propiedad dentro del municipio, seguido de la propiedad privada con el 26%, la propiedad comunal con el 9.5%, y el resto es pública. La clasificación de uso de suelo muestra un escenario particular para el centro de México dentro de Ixtapaluca porque el 50% de su superficie se conserva como una zona con vegetación, que en esta zona se trata de Bosque Templado. El 30% es utilizado para la agricultura, el 15% es de uso urbano y el resto otros usos. Amecameca ocupa el 1% de la extensión estatal, cuenta con 67 localidades y una población de 50,000 habitantes. En cuestiones de tenencia de la tierra son dos sistemas los que dominan en el municipio, la propiedad ejidal con el 37% y la privada con el 35% de la extensión, la propiedad comunal ocupa el 25% y la propiedad pública el resto. La clasificación de uso de suelo señala que la agricultura y el bosque templado ocupan el 40% de extensión cada uno, las zonas urbanas ocupan el 15%, y el resto para otros usos.

La información censal relacionada con temas agrícolas es limitada a nivel municipal, sin embargo, el último censo agrícola realizado en 2007 por INEGI resume algunos aspectos generales de los insumos para la producción agrícola en la zona de estudio. De acuerdo con esta información, tanto en Ixtapaluca como en Amecameca hay registro de uso de fertilizantes químicos, semillas mejoradas, abonos orgánicos, herbicidas químicos, herbicidas orgánicos, arado manual, yunta y arado con tracción mecánica. A pesar de estas similitudes, la proporción de agricultores que utiliza cada tipo de insumo es diferente en cada municipio. En Ixtapaluca el 62% de los agricultores utiliza fertilizantes químicos, y el

mismo porcentaje de agricultores reporta el uso de herbicidas químicos, el 8% registró uso de semillas mejoradas, el 15% reporta uso de abonos orgánicos y el arado se realiza en un 50% con tracción mecánica y el otro 50% con yunta. En Amecameca, el porcentaje de agricultores que usa fertilizantes químicos y herbicidas químicos es similar a Ixtapaluca con el 66%, pero el uso de semillas mejoradas se eleva al 46% de los agricultores, el uso de abonos orgánicos disminuye también al 5% de los agricultores y el arado se realiza en un 60% con tracción mecánica y el 40% con tracción manual y yunta (INEGI, 2007).

5.2 Régimen de manejo agrícola en dos localidades de la región Izta-Popo

Ejido Ávila Camacho

Los 25 entrevistados en la localidad de Ávila Camacho, Ixtapaluca, Estado de México pertenecen al Ejido que lleva el mismo nombre, Ávila Camacho. Los integrantes del ejido son familias provenientes del estado de Tlaxcala que se instalaron en la región hace 55-60 años. Los entrevistados son todos hombres, agricultores y padres de familia que vivieron la mudanza de territorio desde dos perspectivas, la mitad eran niños, hijos de agricultores que se mudaron en familia, y la otra mitad no habían nacido. Sin embargo, todos concuerdan que la mudanza familiar se realizó por motivos laborales, y el cambio de territorio representó el acceso a títulos de tierra para familias enteras que no tenían propiedades y rentaban tierras para la agricultura. Las familias de los entrevistados varían en el número de integrantes, quienes son mayores de 50 años tienen entre 3 y 4 hijos, los menores de 50 años tienen menos hijos, entre 1 y 3. Todos viven en la misma casa con sus esposas, quienes en una tercera parte participan en al menos una actividad relacionada directamente con la agricultura, como la colecta de haba, corte de avena, desgrane de maíz, limpia de parcela o preparación de abono orgánico. Otra tercera parte de las mujeres se dedica a otros trabajos con salarios fijos en actividades relacionadas

con prestación de servicios, por ejemplo limpieza de casas particulares, limpieza en centros comerciales y dependientes en tiendas departamentales, actividades típicas de las zonas urbanas más cercanas, Ixtapaluca, Chalco y la Ciudad de México. El resto de las mujeres se dedica exclusivamente a labores domésticas en sus propios hogares.

En cuanto a la agricultura, los entrevistados practican un régimen de manejo más orientado a usos tradicionales de la tierra, todos realizan arado manual y yunta, rotación de cultivos, y la fertilización es una mezcla de enmiendas orgánicas y fertilizantes inorgánicos. Todos los entrevistados están orientados al cultivo del maíz, y de acuerdo con su perspectiva el maíz es el cultivo principal porque es el de mayor rendimiento, con un promedio de 50 t/ha, y es el que mayor ingreso monetario representa para la familia. La rotación de cultivos representa para todos los entrevistados la forma que conocen de hacer agricultura, es una práctica que han heredado de sus padres o abuelos y decidieron conservarla porque los cultivos como haba, avena y sorgo representan un ingreso monetario, pero también un insumo imprescindible para otras actividades como forraje para ganado, alimento para animales y aves de corral, producción de abono, y conservación de semillas. El ciclo de rotación de cultivos consiste en el uso de una misma parcela para cuatro cultivos distintos en diferentes periodos de tiempo, el ciclo agrícola de las parcelas varía en el orden de la secuencia de los cultivos, puede ser primero avena o sorgo, pero la secuencia constante es que después de sembrar haba se siembra maíz. Esta es una perspectiva interesante del ciclo agrícola en la localidad porque al menos el 50% de los entrevistados asocia al haba como una planta que ayuda al crecimiento de la planta de maíz.

La forma de trabajar sobre la parcela es manual, una de las actividades más importantes es la limpieza de la parcela, en esta actividad ayudan integrantes de la familia (mujeres, niñas y niños); los entrevistados señalan que la limpieza consiste en retirar manualmente los restos de cultivos anteriores, y los residuos grandes de rastrojo que aún puedan encontrarse sobre la parcela. Después de la limpieza de la parcela se realiza el arado, en esta actividad solo participan los agricultores

experimentados, el arado en la localidad se realiza exclusivamente con trabajo manual y con ayuda de yunta, consiste en remover el suelo en su capa superficial, esto es desde 0 a 40 cm de profundidad, y después marcar los surcos sobre la tierra. Las herramientas utilizadas para la agricultura son diversas, pero el 80% de los entrevistados menciona que para sus actividades individuales en el campo utiliza machetes, yunta, arado, hoz, camionetas y animales de carga. Asimismo, los entrevistados señalan que hay herramientas de uso común como desgranadora, deshidratadora y molinos que están en resguardo en el salón ejidal, o en casas de algunos ejidatarios, y el cronograma de uso de estas herramientas está coordinado por algunos miembros de la localidad.

La fertilización se realiza a partir de una mezcla de abonos orgánicos y fertilizante inorgánico, los fertilizantes utilizados son conocidos comercialmente como triple 17 y urea. El triple 17 es una mezcla de N, K y P en proporción de 17% cada uno. La urea es un fertilizante reconocido por tener la proporción más alta de N de todos los fertilizantes comerciales, la presentación utilizada es conocida como 46-0-0; es decir 46% de N. Sin importar el tipo de fertilizante se adiciona una cantidad aproximada de 50 kg/ha combinadas con el equivalente de abonos orgánicos. Los abonos están constituidos por residuos de estiércol de borrego, caballo y gallinas combinados con residuos de maíz, haba y avena; una parte del rastrojo y hierbas se utilizan para cubrir el suelo de la parcela durante el descanso, cuando la parcela empieza a limpiarse para el arado, se retira el rastrojo y se deposita el abono orgánico para mezclarse con el suelo (figura 5). El uso de herbicidas responde a la necesidad de controlar plagas, los utilizados por los entrevistados son esterón 47M® (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético de 79.78) y Gramoxone® (Dicloruro de Paraquat) utilizados para la eliminación de herbáceas y Karate® (Lambdacialotrina) para eliminar larvas e insectos (Syngenta, 2016) (tabla 3).



Figura 5. Aspecto de la superficie de la parcela del RT durante la época de descanso, la parcela queda completamente cubierta por residuos de maíz, avena o haba (izquierda). Paisaje típico de las parcelas limpias y con abono orgánico en el régimen tradicional (derecha).

En Ávila Camacho la producción de semillas es una actividad frecuente entre los miembros agricultores, desde su perspectiva es una práctica imprescindible porque las semillas comerciales no cumplen con el rendimiento que la comunidad considera adecuado. Los agricultores señalan que las semillas comerciales están menos adaptadas al ambiente y responden poco a la fertilización, esto se observa en semillas sin germinar y desarrollo deficiente de la planta del maíz, a diferencia de las semillas seleccionadas y producidas por la comunidad que resultan en plantas con los requerimientos deseados por los agricultores; debido a esto consideran que las semillas comunitarias son las únicas viables en el contexto ambiental y de manejo.

El destino de la cosecha varía entre los agricultores, el 50% vende todo lo que produce, el 40% ocupa un porcentaje de sus cultivos para vender y para autoconsumo, y el 10% restante sólo cultiva para autoconsumo. Los entrevistados que venden su cosecha señalan que el comercio se realiza principalmente en mercados regionales, el 80% vende en bodegas de la Central de Abastos de la Ciudad de México, y el otro 20% bodegas más cercanas en San Martín Texmelucan y Chalco. A pesar de que la agricultura es la actividad principal, el comercio local también se basa en la venta de animales, principalmente animales y aves de corral, todos los entrevistados crían animales, de estos el

90% señala que los animales son una inversión importante porque un animal puede alcanzar precios altos, y si la cosecha no resulta optima en alguna temporada, la venta de animales sustituye el ingreso que representaría la agricultura.

La perspectiva de los entrevistados hacia la agricultura como actividad laboral es consistente, todos se visualizan como campesinos y hacen agricultura porque es lo que saben hacer y les gusta hacer. El 80% de los agricultores mencionó tener un gusto preferencial por esta actividad porque les gusta trabajar la tierra, porque la tierra es su herencia, y además la agricultura es lo que saben hacer. El 20% mencionó que la agricultura es su trabajo porque es lo que saben hacer, pero no expresaron un gusto preferencial por esta actividad. Además de identificarse individualmente como agricultores, en Ávila Camacho el 80% de los entrevistados señaló que algún integrante de su familia realiza actividades relacionadas con la agricultura en alguna época del año, la consideran una actividad familiar que también está basada en actividades comunitarias con el resto del ejido. Por ejemplo, hay actividades familiares donde participan las mujeres y los niños del ejido como el corte de haba, avena y maíz, la preparación del abono se realiza en los patios de las casas, y todos intervienen en la acumulación y mezcla de los residuos. Además, hay herramientas como molinos, una deshidratadora y dos desgranadoras que están bajo resguardo de un miembro de la comunidad, responsable de coordinar y regular su uso. Esto ha permitido establecer relaciones personales entre los ejidatarios, se conocen entre ellos, reconocen a sus familias y logran acuerdos colectivos para el uso de estas herramientas.

En cuanto a la tierra como un recurso e insumo indispensable para la agricultura, el conocimiento de los agricultores fue limitado, ninguno de los entrevistados reconoce un tipo de suelo, o una clasificación de suelo en particular. De igual forma, ningún entrevistado tiene una perspectiva de las diferencias de suelo en el paisaje, las únicas características identificadas son el color del suelo y la humedad. El 100% de los entrevistados identificó dos colores de suelo, negro y amarillo, de estos al

menos el 50% reconoce que el suelo más fértil es negro y que el amarillo es menos fértil, el 30% de los entrevistados mencionó que el suelo cambia entre estaciones, y que la humedad genera diferencias que se observan en el color y al tacto. Sólo un entrevistado identificó diferencias texturales del suelo, mencionó que el suelo negro es más poroso y que el amarillo parece arcilla.

Los entrevistados señalan que los principales problemas para la producción son tres, alto costo de producción, crecimiento deficiente de planta y acceso a mercados comerciales. Desde su perspectiva el problema más importante es el costo de los insumos para la producción, principalmente del fertilizante y herbicidas. El crecimiento deficiente de la planta se asocia a la eficiencia del fertilizante, a la calidad de la semilla o a la falta de agua, pero no se visualiza la deficiencia de nutrientes en el suelo como una causa probable del problema. Por último, el acceso a mercados es un problema que consideran importante porque nunca han pagado a intermediarios, pero en los últimos años han tenido que recurrir a intermediarios comerciales, conocidos como “coyotes” para asegurar la compra completa de su cosecha en los mercados regionales.

Localidad Amecameca

Los 20 entrevistados en la localidad de Amecameca, Amecameca, Estado de México, pertenecen a diferentes ejidos y comunidades, todos son hombres, agricultores y padres de familia, el 50% pertenece a la comunidad agraria de San Pedro Nexapa y el otro 50% al ejido de Amecameca. Sin embargo, todos han vivido dentro la región y dedicado a la agricultura toda su vida. Las familias de los entrevistados varían en el número de integrantes, quienes son mayores de 55 años tienen entre 3 y 4 hijos, los menores de 55 años tienen menos hijos, entre 1 y 3. Todos viven en la misma casa con sus esposas, e incluso con la familia de sus hijos. El 70% de los entrevistados mencionó que ningún familiar se dedica o ayuda en las actividades agrícolas, el otro 30% mencionó que emplea a familiares en algunas temporadas. Del 70% que no tiene familiares involucrados en la agricultura, la mitad señala se

dedican a la prestación de servicios en ciudades cercanas como Chalco, Ixtapaluca y Ciudad de México, la otra mitad menciona que sus hijos no viven en el Estado de México.

En cuanto a la agricultura, los entrevistados practican un régimen de manejo más orientado a usos intensivos de la tierra, todos realizan arado con tracción mecánica, monocultivo, y la fertilización es exclusivamente inorgánica. Todos los entrevistados están orientados al cultivo del maíz, de acuerdo con su perspectiva el maíz es el cultivo principal porque es el de mayor rendimiento y mayor ingreso monetario, el rendimiento promedio es de 75 t/ha. El monocultivo no es la única forma que reconocen los agricultores de cultivar maíz, el 50% de los entrevistados menciona que antes de establecer el monocultivo tenían un sistema de milpa, consistió en el cultivo simultaneo de maíz con calabaza y frijol. Sin embargo, fue abandonada hace unos 35-45 años porque de acuerdo con la perspectiva de los agricultores no representaba buen rendimiento. La otra mitad de agricultores no utilizó el sistema de milpa y siempre han practicado monocultivo de maíz. El monocultivo consiste en el uso de toda la tierra disponible a un único cultivo, en este caso el maíz de grano blanco, se trata de un cultivo anual.

La forma de trabajar sobre la parcela es mecánica, una de las actividades más importantes es la limpieza de la parcela que se realiza con tractor y autos que entran a la parcela para desechar los residuos de rastrojo de cosechas pasadas. Posteriormente se realiza el arado, que de acuerdo con la perspectiva de los entrevistados consiste en mezclar el suelo y marcar los surcos sobre la capa superficial del suelo, se realiza exclusivamente con tractor y la profundidad a la que penetra sobre el suelo varía entre 45-65 cm. Las herramientas utilizadas para la agricultura son diversas al igual que en Ávila Camacho, con la marcada diferencia que el 50% de los entrevistados en Amecameca es dueño de un tractor, el otro 50% lo renta con algún habitante de la localidad. Asimismo, el 30% de los entrevistados poseen herramientas como desgranadora, deshidratadora, y molino, el resto lo renta (tabla 3).

La fertilización del suelo en las parcelas de Amecameca se realiza con fertilizantes inorgánicos, los utilizados son los mismos que en el régimen tradicional, triple 17 y urea. De acuerdo con los entrevistados usan herbicidas, y son las mismas marcas comerciales mencionadas anteriormente, esteron 47M® (ácido 2,4-Diclorofenoxiacético de 79.78) y Gramoxone® (Dicloruro de Paraquat) utilizados para herbáceas y Karate® (Lambdacialotrina) para eliminar larvas e insectos (Syngenta, 2016). Al cuestionamiento acerca del uso de abonos orgánicos, el 80% de los agricultores señala que no los usan porque preparar el abono es muy laborioso, el 10% mencionó que si preparan abono pero en algunas ocasiones lo venden en la cabecera municipal, el otro 10% no emitió respuesta. El tratamiento de los residuos de maíz en Amecameca es singular, el 80% de los productores mencionó que utilizan los residuos como forraje para sus animales de carga, o para vender, pero el 20% restante no le da ningún uso sus residuos, después de la cosecha retiran toda la hierba y el rastrojo, lo apilan y queman (figura 6).



Figura 6. Paisaje típico de las parcelas en el régimen intensivo durante la época de descanso. Del lado derecho se observa al rastrojo dispuesto en montículos, particularmente en ese sitio se quema para eliminar por completo los residuos del maíz.

El destino de la cosecha varía entre los agricultores pero es muy similar a lo observado en Ávila Camacho, el 50% vende todo lo que produce, el 50% ocupa un porcentaje de sus cultivos para vender y

para autoconsumo. La cosecha se vende en comercio regional, el 80% vende en bodegas del Mercado Sonora y la Central de Abastos de la Ciudad de México, el otro 20% vende a bodegas en San Martín Texmelucan, Chalco y la Central de Abasto de Puebla. La agricultura es la actividad principal y no se identificaron actividades comerciales de otro tipo de productos, algunos de los intercambios monetarios se realizan a través de la renta de tractores, molinos, desgranadora y deshidratadora.

Al igual que en Ávila Camacho, la perspectiva de los entrevistados hacia la agricultura como actividad laboral es consistente, todos se visualizan como campesinos y hacen agricultura porque es lo que saben hacer y les gusta hacer. El 70% de los agricultores tiene un gusto preferencial por esta actividad porque les gusta trabajar la tierra y además la agricultura es lo que saben hacer. El 30% mencionó que la agricultura es su trabajo porque saben hacerlo, pero no expresaron un gusto preferencial por esta actividad, aunque antes combinaban la agricultura con otras actividades como caza y actividades forestales. En esta localidad no se logró identificar alguna actividad que se realice bajo principios de organización comunitaria, sin embargo no es posible señalar si se trata de falta de confianza por parte del entrevistado para expresar su relación con el resto de los agricultores; o si realmente es falta de comunicación entre los miembros de la localidad

En cuanto a la tierra como un recurso e insumo indispensable para la agricultura, el conocimiento de los agricultores fue nulo, ninguno de los entrevistados reconoce un tipo de suelo, o una clasificación de suelo en particular. El 10% mencionó al color del suelo como una característica que varía en el paisaje de la región, el resto no asocia alguna característica con fertilidad, y el 50% nunca había pensado en el suelo como un recurso limitado.

De acuerdo con los agricultores hay tres problemas principales relacionados con la producción agrícola, altos costos de producción, plagas y crecimiento deficiente de planta. Desde su perspectiva el problema más importante es el alto costo de los insumos para la producción, principalmente de la semilla. Las plagas de insectos se visualizan como un problema grave, pero menos frecuente. Por

último, y visualizado como un problema emergente en la producción es el crecimiento deficiente del cultivo, señalan que el crecimiento deficiente de la planta es resultado de la mala calidad de la semilla o de la dosis de fertilizante. Sin embargo, no se visualiza la deficiencia de nutrientes en el suelo como una causa probable del problema.

Tabla 3. Descripción general de los regímenes de manejo de los sitios de estudio en la zona centro de la región Izta-Popo

Régimen	Intensivo (Amecameca)	Tradicional (Ávila Camacho)
Propiedad promedio (Ha)	18	8
Cultivos	maíz	maíz, haba, avena y sorgo
Tiempo en uso agrícola (años)	60	50-60
Secuencia de uso de suelo	Bosque a agricultura	Bosque de pino, o bosque de pino-encino a agricultura
Tipo de fertilizante	Inorgánico	Orgánico e inorgánico
Arado	Tracción mecánica	Tracción manual y animal
Intensidad de fertilización (Kg/Ha)	90	50
Uso de Herbicidas	Sí, químico	Sí, químico
Propiedad sobre herramientas	individual	colectiva
Conocimiento del suelo	nulo	limitado
Otras actividades	Sin registro	Cría y venta de ganado, animales y aves de corral

5.3 Descripción cualitativa de los perfiles de suelo bajo dos regímenes de manejo agrícola

La descripción de perfiles realizada en campo mostró diferencias entre los regímenes de manejo, pero no mostró diferencias entre el estado de las parcelas, activas o en descanso. El pH y densidad aparente fueron las propiedades que mostraron diferencias entre regímenes de manejo. Las propiedades fueron similares entre los perfiles, el suelo de los cuatro perfiles se clasificó como Andosol, suelos característicos de las zonas volcánicas, con un desarrollo de perfil mayor a 30 cm y una secuencia de horizontes A-B-C y A-C. Sin embargo, en el caso de los regímenes tradicionales se identificó un horizonte superficial somero (<15 cm) de color oscuro que no está identificado en los perfiles del régimen intensivo (figura 7).

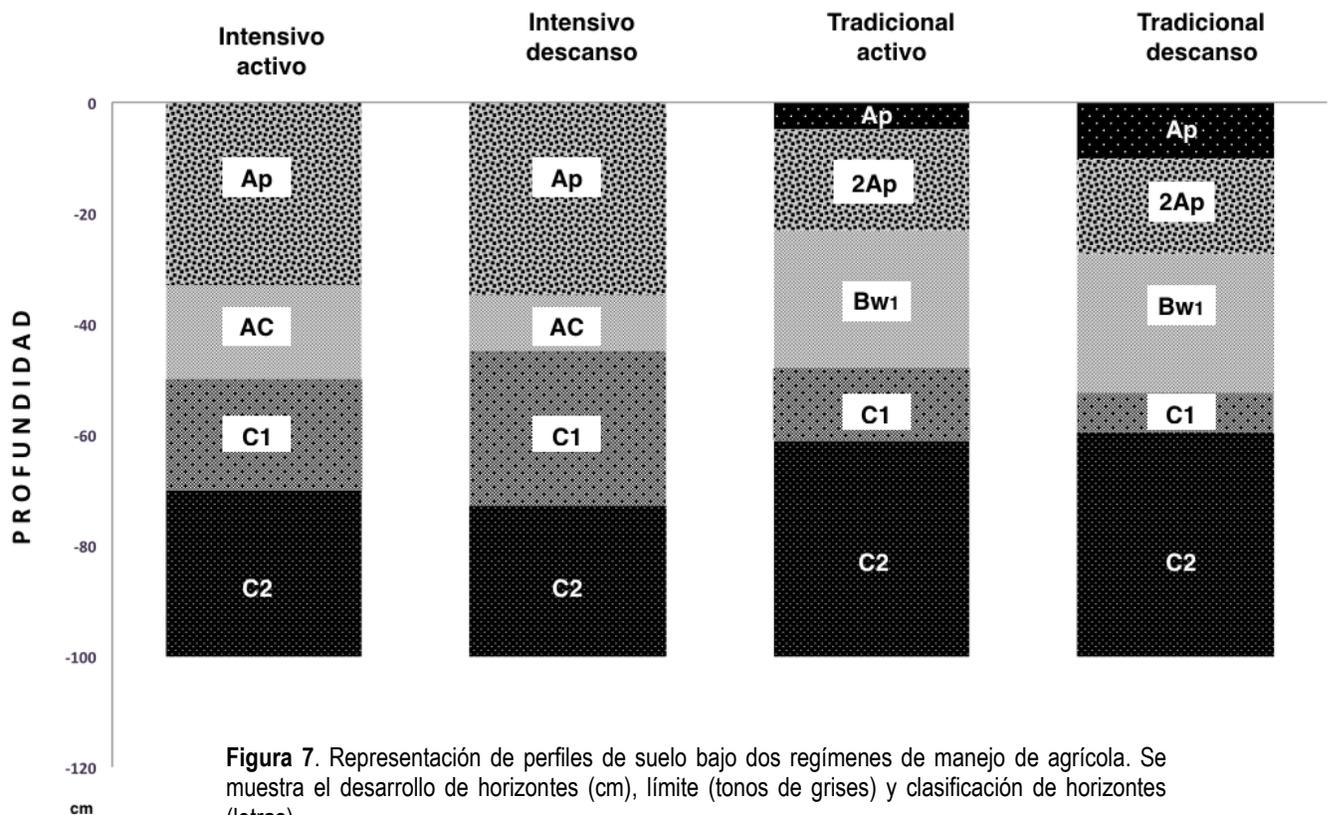


Figura 7. Representación de perfiles de suelo bajo dos regímenes de manejo de agrícola. Se muestra el desarrollo de horizontes (cm), límite (tonos de grises) y clasificación de horizontes (letras).

Una de las características más importantes en suelos agrícolas es la estructura del suelo porque esta asociada a la acumulación de materia orgánica en los agregados del suelo. En los perfiles descritos, la forma y tamaño de los agregados del suelo fueron similares en el RT y el RI. Los agregados en los horizontes superficiales (0-30 cm) son muy finos (<1 mm), mientras que en horizontes más profundos (>30-100 cm) el tamaño fue de fino a grueso (5-20 mm). Sin embargo, la estabilidad de los agregados fue muy baja en horizontes superficiales (0-30 cm) del régimen intensivo (RI) (agregados totalmente desintegrados en agua), mientras que los agregados en el RT fueron más estables (1-3 de 10 agregados no desintegrados en agua). En horizontes intermedios (30-60 cm) y en los más profundos (60-100 cm) la estabilidad de los agregados aumentó y se clasificó como *moderada* en ambos regímenes.

La pedregosidad fue nula en horizontes superficiales (0-30 cm), es decir ninguna piedra en un dm² en ambos regímenes, y del 1% en horizontes profundos (>30 cm). Los colores clasificados en el RI y en el RT fueron negro-pardo oscuro (7.5YR Munsell color) en horizontes superficiales (0-30 cm), en horizontes intermedios (30-60 cm) predominaron colores pardos (10YR 3/2 Munsell color) y en horizontes más profundos (> 60 cm) colores pardo oscuro (10YR 2/2 y 10YR 3/3 Munsell color).

Tabla 4. Caracterización cualitativa de horizontes del suelo basada en la descripción de perfiles de suelo en campo. Se muestran las propiedades edáficas similares en los cuatro perfiles de suelo.

Profundidad (cm)	Horizonte	Estructura (tipo y tamaño)	Estabilidad agregados
0-10	Ap	Migajón muy fina	muy baja
10-20	2Ap	Migajón muy fina	muy baja
20-40	AC	Subangular en bloques media	baja
40-100	C	Subangular en bloques de media a gruesa	moderada

5.4 Caracterización de las propiedades del suelo bajo dos regímenes de manejo agrícola en la zona centro de la región Izta-Popo

Los datos de densidad aparente y humedad mostraron diferencias significativas entre los regímenes de manejo, pero no se encontraron diferencias significativas entre el estado activo o en descanso de las parcelas. La densidad aparente (D.A.) en el régimen intensivo (RI) fue significativamente mayor respecto al régimen tradicional (RT) ($F=170.78$; $p < 0.05$) (tabla 5). El contenido de humedad en el RI fue significativamente menor comparado con el RT ($F=66.79$; $p < 0.05$) (tabla 5).

Tabla 5. Parámetros físicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional bajo dos condiciones de cultivo, activo y en descanso. Letras mayúsculas señalan diferencias de grupos en el régimen de manejo, letras minúsculas señalan diferencias entre el estado de las parcelas.

Régimen	Intensivo		Tradicional	
	activo	descanso	activo	descanso
Densidad aparente (g/cm³)	1.09 (± 0.01) ^{Aa}	1.08 (± 0.01) ^{Aa}	0.82 (± 0.03) ^{Bb}	0.77 (± 0.02) ^{Bb}
Humedad (%)	11.4 (± 0.01) ^{Bb}	10.8 (± 0.01) ^{Bb}	28 (± 0.01) ^{Aa}	29.2 (± 0.01) ^{Aa}

Los parámetros químicos del suelo (tabla 6) mostraron la misma tendencia que los físicos. El pH del suelo del RI fue significativamente más ácido en comparación al RT ($F=48.8$; $p < 0.05$). La conductividad eléctrica del RI fue significativamente mayor con relación al RT ($F=17.63$; $p < 0.05$). La concentración de los cationes mostraron diferencias significativas entre regímenes de manejo, el Ca⁺ ($F=535.38$; $p < 0.05$) fue menor en el RI respecto al RT. Las concentraciones de Mg⁺ ($F=208.58$; $p < 0.05$) y Na⁺ ($F=110.62$; $p < 0.05$) del suelo en el RI fueron significativamente menores comparados con el RT. El K⁺ mostró diferencias significativas entre los regímenes de manejo ($F=53.06$; $p < 0.05$) y entre el estado de las parcelas ($F=4.68$; $p < 0.05$) (tabla 6).

Las concentraciones de nutrientes totales mostraron diferencias significativas entre los regímenes de manejo en todos los casos, sin embargo el estado activo o en descanso de las parcelas no tuvo ningún efecto. La concentración de C, N y P total fue menor en el RI con relación al RT (F=537.72; p <0.05; F=591.6; p <0.05; F=161.1; p <0.05, respectivamente). El cociente C: N no mostró diferencias entre regímenes de manejo (F=3.12; p=0.09), o estado de las parcelas (F=0.04; p=0.83). El cociente C: P es significativamente menor en el RI respecto al RT (F=119.9; p <0.05). El cociente N: P fue significativamente menor en el RI respecto al RT (1.5 ± 0.04) (tabla 6).

Las fracciones disponibles de nutrientes presentaron diferencias significativas entre los regímenes de manejo. La concentración de NH_4^+ fue menor en el RI respecto al RT (F=15.04; p<0.05); sin embargo la concentración de NO_3^- no mostró diferencias significativas entre regímenes o entre el estado de las parcelas. La concentración de P disponible fue mayor en el RI respecto al RT (F=201.35; p <0.05). El cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ es menor en el RI con relación al RT (F=14.85; p <0.05), el cociente $\text{N}_i : \text{N}_d$ es menor en el RI comparado al RT (F=26.43; p <0.05) (tabla 6).

Tabla 6. Parámetros químicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional bajo dos condiciones de cultivo, activo y en descanso. Letras mayúsculas señalan diferencias de grupos en el régimen de manejo, letras minúsculas señalan diferencias entre el estado de las parcelas.

Régimen	Intensivo		Tradicional	
	activo	descanso	activo	descanso
pH	5.2 (± 0.06) ^{Ba}	4.8 (± 0.1) ^{Ba}	6.1 (± 0.2) ^{Aa}	6.0 (± 0.1) ^{Aa}
C.E. (mS/cm)	2.2 (± 0.01) ^{Aa}	3.7 (± 0.2) ^{Aa}	2.6 (± 0.17) ^{Aa}	2.9 (± 0.1) ^{Aa}
C total (mg g ⁻¹)	5.1 (± 0.9) ^{Ba}	4.6 (± 0.6) ^{Ba}	26.5 (± 2.5) ^{Aa}	34.8 (± 1.8) ^{Aa}
N total (mg g ⁻¹)	0.4 (± 0.0) ^{Ba}	0.4 (± 0.0) ^{Ba}	2.0 (± 0.1) ^{Aa}	2.6 (± 0.0) ^{Aa}
P total (mg g ⁻¹)	0.49 (± 0.0) ^{Aa}	0.54 (± 0.1) ^{Aa}	1.64 (± 0.0) ^{Ba}	1.44 (± 0.1) ^{Ba}
NH₄⁺ (μg g ⁻¹)	36.7 (± 7.9) ^{Ba}	65.2 (± 10.1) ^{ABa}	92.8 (± 9.7) ^{Aa}	81.5 (± 9.4) ^{Aa}
NO₃⁻ (μg g ⁻¹)	15.7 (± 2.0) ^{Aa}	14.1 (± 1.0) ^{Aa}	13.2 (± 2.0) ^{Aa}	14.9 (± 2.4) ^{Aa}
Pdisp. (μg g ⁻¹)	145.1 (± 11.7) ^{Aa}	107.6 (± 6.7) ^{Aa}	7.7 (± 0.2) ^{Ba}	9.6 (± 0.6) ^{Ba}
C:N	12.5 (± 0.6) ^{Aa}	11.1 (± 1.0) ^{Aa}	13.3 (± 0.1) ^{Aa}	13.4 (± 0.7) ^{Aa}

C:P	10.4 (\pm 0.4) ^{Aa}	8.5 (\pm 0.8) ^{Aa}	16.2 (\pm 9.0) ^{Aa}	24.2 (\pm 5.3) ^{Aa}
N:P	0.83 (\pm e) ^{Ba}	0.76 (\pm e) ^{Ba}	1.2 (\pm e) ^{Aa}	1.8 (\pm e) ^{Aa}
NH₄⁺: NO₃⁻	2.3 (\pm 0.4) ^{Ba}	4.6 (\pm 0.8) ^{Ba}	6.9 (\pm 0.9) ^{Aa}	5.4 (\pm 1.3) ^{Aa}
Nt:Nd	7.9 (\pm 0.0) ^{Aa}	5.1 (\pm 0.0) ^{Aa}	24.3 (\pm 0.0) ^{Ba}	20.6 (\pm 0.0) ^{Ba}
Ca⁺ (cmol/Kg)	1.01 (\pm 0.2) ^{Ba}	0.76 (\pm 0.1) ^{Ba}	9.4 (\pm 0.2) ^{Aa}	10.7 (\pm 0.7) ^{Aa}
Na⁺ (cmol/Kg)	0.01 (\pm 0.0) ^{Ba}	0.03 (\pm 0.0) ^{Ba}	0.08 (\pm 0.0) ^{Aa}	0.08 (\pm 0.0) ^{Aa}
K⁺ (cmol/Kg)	0.19 (\pm 0.0) ^{Aa}	0.27 (\pm 0.0) ^{Aa}	0.71 (\pm 0.0) ^{Aa}	1.01 (\pm 0.1) ^{Aa}
Mg⁺ (cmol/Kg)	0.17 (\pm 0.0) ^{Ba}	0.12 (\pm 0.0) ^{Ba}	1.4 (\pm 0.0) ^{Aa}	1.68 (\pm 0.1) ^{Aa}

El Carbono microbiano (C_{mic}) fue significativamente menor en el RI comparado con el RT ($F=43.36$; $p < 0.05$), el estado de las parcelas también mostró diferencias significativas ($F=15.64$; $p < 0.05$). La mineralización potencial de C reflejada en el acumulado de la tasa promedio de producción de CO_2 mostró diferencias significativas entre los regímenes de manejo, en el RI fue menor respecto al RT ($F=46.70$; $p < 0.05$). La eficiencia metabólica de los microorganismos del suelo evaluada a través del coeficiente metabólico (qCO_2) presentó diferencias significativas entre los regímenes de manejo ($F=10.02$; $p < 0.05$), al igual que la interacción de los factores régimen y estado de las parcelas ($F=21.5$; $p < 0.05$).

La actividad enzimática específica (SEA) como indicador del uso de sustratos específicos (enzimas) por la comunidad microbiana para crecer en biomasa (C_{mic}) fue estadísticamente significativa entre los regímenes de manejo. La SEA de β -glucosidasa del suelo del RI fue mayor que el RT ($F=14.83$; $p < 0.05$), asimismo, fue significativamente mayor en la parcela activa que las parcelas en descanso ($F=5.73$; $p < 0.05$). La SEA de Polifenoloxidasa (POX), es diferente entre los regímenes de manejo ($F=10.47$; $p < 0.05$), el RI fue mayor respecto al RT. La SEA de Fosfatasa mostró diferencias significativas entre regímenes de manejo ($F=123.3$; $p < 0.05$) y entre estado de las parcelas ($F=110.94$; $p < 0.05$), el RI fue mayor al resto de los tratamientos. La SEA de Deshidrogenasa (SEA-DHA) tiene

diferencias significativas entre los regímenes de manejo, el RI fue menor con relación al RT ($F=35.04$; $p < 0.05$) (tabla 7).

Tabla 7. Parámetros biológicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional bajo dos condiciones de cultivo, activo y en descanso. Letras mayúsculas señalan diferencias de grupos en el régimen de manejo, letras minúsculas señalan diferencias entre el estado de las parcelas.

Régimen estado	Intensivo		Tradicional	
	activo	descanso	activo	descanso
Cmic ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	83.9 (± 27.1) ^{Ca}	131.5 (± 40.5) ^{BCb}	262.4 (± 46.2) ^{Ba}	449.4 (± 36.2) ^{Ab}
Mineralización C ($\mu\text{g C g}^{-1}$)	290.2 (± 24.3) ^{Ba}	271.4 (± 24.9) ^{Ba}	668.7 (± 34.1) ^{Aa}	659.4 (± 31.2) ^{Aa}
SEA- β-glucosidasa ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{h}^{-1}$)	0.49 (± 0.0) ^{Aa}	0.42 (± 0.03) ^{ABb}	0.12 (± 0.02) ^{Ba}	0.05 (± 0.00) ^{Bb}
SEA-Fosfatasa ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{h}^{-1}$)	1.55 (± 0.0) ^{Aa}	0.77 (± 0.0) ^{Ba}	0.29 (± 0.0) ^{Ba}	0.12 (± 0.0) ^{Ba}
SEA-POX ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{h}^{-1}$)	11.4 (± 1.2) ^{Aa}	8.73 (± 1.3) ^{Aa}	3.99 (± 0.6) ^{Ba}	2.7 (± 0.4) ^{Ba}
SEA-DHA ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{h}^{-1}$)	52.07 (± 16.3) ^{Ba}	55.07 (± 21.8) ^{Ba}	248.6 (± 24.5) ^{Aa}	221.5 (± 23.3) ^{Aa}
qCO²	2.35 (± 0.6) ^{Ab}	5.7 (± 0.6) ^{ABa}	2.7 (± 0.5) ^{Bb}	1.6 (± 0.1) ^{Bb}

El análisis de componentes principales en sus dos primeros ejes explicó el 70% de la varianza; a partir de esto se identificó que las diferencias entre los regímenes de manejo fueron consistentes, al igual que la variabilidad entre el tipo de indicadores evaluados. El primer componente explicó el 59.95% de la varianza y las principales diferencias se identificaron en el P disponible y los cationes, a partir de estas dos variables se discriminaron dos grupos que corresponden a cada régimen de manejo. El segundo componente explicó el 10.46% de la variabilidad y las principales diferencias se identificaron en el P disponible y NH_4^+ (Figura 8).

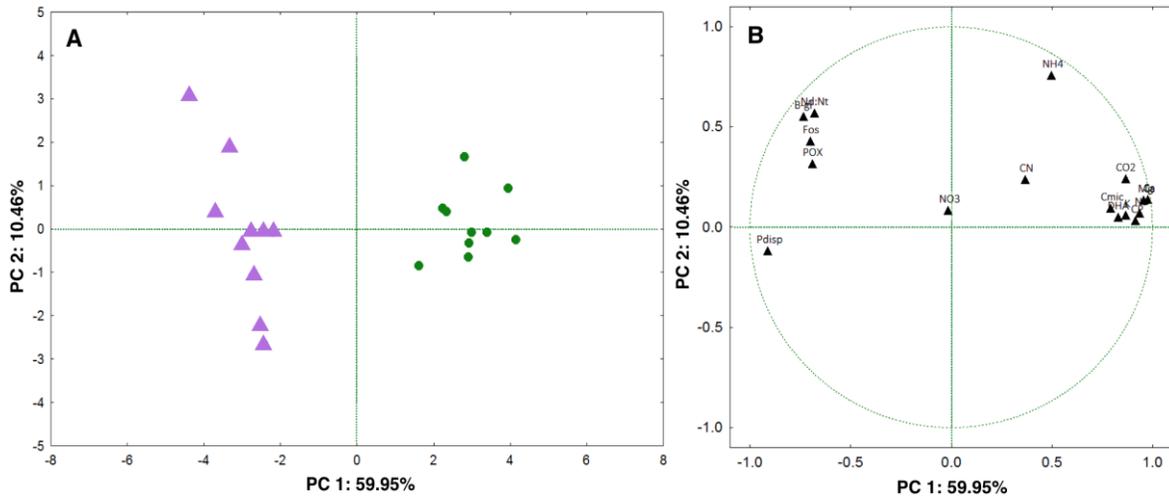


Figura 8. Análisis de componentes principales de los parámetros físicos, químicos y biológicos evaluados en los regímenes intensivo y tradicional. (A) Componentes principales de los regímenes de manejo individuales, intensivo (morado) y tradicional (verde). (B) parámetros físicos, químicos y biológicos evaluados.

5.5 Comparación de parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo entre dos regímenes de manejo agrícola y un sitio sin manejo agrícola

La evaluación de las diferencias entre los usos agrícolas intensivos y tradicionales, respecto a un sitio que ha permanecido sin manejo agrícola por los últimos 40 años mostró que los parámetros físicos, químicos y biológicos son significativamente distintos.

Los suelos agrícolas en RI y RT mostraron más compactación respecto al sitio SM ($F=151.1$; $p < 0.05$) (tabla 8). La humedad fue distinta y mantuvo valores más altos en el sitio SM respecto a RI y RT ($F=18.3$; $p < 0.05$) (tabla 8).

Tabla 8. Parámetros físicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional y un sitio sin manejo. Letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

Régimen	Intensivo	Tradicional	Sin manejo
Densidad aparente (g/cm ³)	1.09 (± 0.01) ^A	0.82 (± 0.03) ^B	0.54 (± 0.02) ^C
Humedad (%)	11.4 (± 0.01) ^B	28 (± 0.01) ^A	32.2 (± 1.4) ^A

El pH fue más ácido en los suelos agrícolas de RI y RT respecto a SM ($F=18.8$; $p < 0.05$) (tabla 9). La concentración de cationes mostró diferencias significativas entre regímenes de manejo y el sitio SM, el Ca⁺, Na⁺ y K⁺ en el RI y RT fueron menores en relación a SM ($F=42.1$; $p < 0.05$; $F=43.4$; $p < 0.05$; $F=20.2$; $p < 0.05$, respectivamente). El Mg⁺ en el RI y RT es mayor comparados con el sitio SM ($F=136.6$; $p < 0.05$) (tabla 9). La concentración de nutrientes totales mostró diferencias significativas entre los regímenes de manejo y el sitio SM.

La concentración de C, N y P totales fue menor en RI y RT con relación al sitio SM ($F=125.0$; $p < 0.05$; $F=113.6$; $p < 0.05$; $F=22.3$; $p < 0.05$, respectivamente). El cociente C:N no presentó diferencias entre los regímenes de manejo y SM ($F=3.3$; $p=0.07$). El cociente C: P presentó menor contenido de C

con relación al P en los suelos agrícolas al compararlo con SM ($F=89.6$; $p < 0.05$) (tabla 9). El cociente N: P mostró menos contenido de N con relación al P en RI y RT respecto a SM ($F=71.7$; $p < 0.05$) (tabla 9). La concentración de NH_4^+ mostró que la mineralización de N en RI y RT es menor respecto a SM ($F=11.1$; $p < 0.05$) (tabla 9). El NO_3^- no mostró diferencias entre RI y RT respecto a SM ($F=1.1$; $p < 0.05$), esto señala niveles de nitrificación similares entre los tres sistemas evaluados. El cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ muestra que la mineralización de N con relación a la nitrificación es menor en el RI y RT respecto a SM ($F=11.15$; $p < 0.05$) (tabla 9).

Tabla 9. Parámetros químicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional y un sitio sin manejo. Letras mayúsculas señalan diferencias de grupos en el régimen de manejo, letras distintas señalan diferencias entre grupos.

Régimen	Intensivo	Tradicional	Sin manejo
pH	5.2 (± 0.06) ^B	6.1 (± 0.2) ^A	6.7 (± 0.1) ^A
C.E. (mS/cm)	2.2 (± 0.01) ^A	2.6 (± 0.17) ^A	2.4 (± 0.01) ^A
C total (mg g ⁻¹)	5.1 (± 0.9) ^C	26.5 (± 2.5) ^B	99.11 (± 7.2) ^A
N total (mg g ⁻¹)	0.4 (± 0.0) ^C	2.0 (± 0.1) ^B	6.72 (± 0.5) ^A
P total (mg g ⁻¹)	0.49 (± 0.0) ^B	1.64 (± 0.0) ^A	1.71 (± 0.1) ^A
NH_4^+ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	36.7 (± 7.9) ^B	92.8 (± 9.7) ^A	152.9 (± 27.4) ^A
NO_3^- ($\mu\text{g g}^{-1}$)	15.7 (± 2.0)	13.2 (± 2.0)	16.7 (± 0.7)
Pdisp. ($\mu\text{g g}^{-1}$)	145.1 (± 11.7) ^A	7.7 (± 0.2) ^B	17.6 (± 1.6) ^B
C:N (mg g ⁻¹)	12.5 (± 0.6)	13.3 (± 0.1)	14.7 (± 0.1)
C:P (mg g ⁻¹)	10.4 (± 0.4) ^C	16.2 (± 9.0) ^B	58 (± 9.0) ^A
N:P (mg g ⁻¹)	0.83 ($\pm e$) ^B	1.2 ($\pm e$) ^A	3.9 ($\pm e$) ^A
$\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ ($\mu\text{g g}^{-1}$)	2.3 (± 0.4) ^B	6.9 (± 0.9) ^A	9.11 (± 0.9) ^A
Nt:Nd ($\mu\text{g g}^{-1}$)	7.9 (± 0.0) ^B	24.3 (± 0.0) ^A	39.5 (± 0.0) ^A
Ca ⁺ (cmol/Kg)	1.01 (± 0.2) ^B	9.4 (± 0.2) ^A	12.3 (± 1.5) ^A
Na ⁺ (cmol/Kg)	0.01 (± 0.0) ^B	0.08 (± 0.0) ^A	0.05 (± 0.0) ^A
K ⁺ (cmol/Kg)	0.19 (± 0.0) ^B	0.71 (± 0.0) ^A	0.94 (± 0.0) ^A

Mg⁺ (cmol/Kg)	0.17 (± 0.0) ^B	1.4 (± 0.0) ^A	0.09 (± 0.0) ^C
---------------------------------	---------------------------	--------------------------	---------------------------

La acumulación de biomasa, la mineralización potencial de C y la eficiencia metabólica de los microorganismos (qCO₂) es menor en RI y RT respecto al sitio SM (F= 9.6; p <0.05; F=23.04; p <0.05; F=17.6; p <0.05, respectivamente) (tabla 10). La SEA de β-glucosidasa muestra una comunidad microbiana en RI que gasta energía para adquirir compuestos de carbono lábil (glucosa), pero es menos eficiente que SM (F=6.5; p <0.05), no se encontraron diferencias entre RT y SM. La SEA de Polifenoloxidasa (POX) muestra que la comunidad microbiana de RI y RT es menos eficiente en la adquisición de compuestos de C más complejos (lignina) respecto a la comunidad microbiana de SM (F=7.4; p <0.05). La SEA de Fosfatasa muestra menor eficiencia en la oxidación de compuestos de fósforo por la comunidad microbiana de RI y RT respecto a SM (F=167.3; p <0.05). Por último, la SEA de Deshidrogenasa (SEA-DHA) refleja una comunidad microbiana menos activa metabólicamente en RI y RT respecto a SM (F=7.7; p <0.05) (tabla 10).

Tabla 10. Parámetros biológicos del suelo evaluados en dos regímenes de manejo, intensivo y tradicional y un sitio sin manejo. Letras mayúsculas señalan diferencias de grupos en el régimen de manejo, letras distintas señalan diferencias entre grupos.

Régimen	Intensivo	Tradicional	Sin manejo
Cmic (µg C g ⁻¹)	83.9 (± 27.1) ^B	262.4 (± 46.2) ^A	521 (± 83.1) ^A
Mineralización C (µg C g ⁻¹)	290.2 (± 24.3) ^B	668.7 (± 34.1) ^A	913.6 (± 31.5) ^A
β-glucosidasa (µmol g ⁻¹ h ⁻¹)	0.03 (± 0.00) ^B	0.02 (± 0.00) ^B	0.06 (± 0.01) ^A
Fosfatasa (µmol g ⁻¹ h ⁻¹)	0.06 (± 0.0) ^B	0.06 (± 0.0) ^B	0.10 (± 0.01) ^A
POX (µmol g ⁻¹ h ⁻¹)	0.7 (± 0.0) ^B	0.8 (± 0.0) ^B	2.3 (± 0.2) ^A
Deshidrogenasa (µmol g ⁻¹ h ⁻¹)	3.0 (± 0.4) ^B	50.1 (± 4.6) ^A	87.3 (± 10.4) ^A

SEA-β-glucosidasa ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0.0004 (± 0.0) ^B	0.0001 (± 0.0)	0.0001 (± 0.0)
SEA-Fosfatasa ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0.001 (± 0.0) ^B	0.0002 (± 0.0)	0.0002 (± 0.0)
SEA-POX ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0.01 (± 0.0) ^B	0.003 (± 0.0)	0.005 (± 0.0)
SEA-DHA ($\mu\text{mol mg Cmic}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	0.05 (± 0.0) ^B	0.24 (± 0.0) ^A	0.19 (± 0.0) ^A
qCO²	4.0 (± 0.6) ^B	2.2 (± 0.5) ^A	2.2 (± 0.6) ^A

5.5.1 Resistencia del suelo entre dos regímenes de manejo agrícola y un sitio sin manejo

El indicador de resistencia (Rs) mostró diferencias significativas en la evaluación de los parámetros físicos, químicos y biológicos de suelo entre los regímenes de manejo y el sitio sin manejo. A pesar de que ambos regímenes fueron diferentes respecto a SM, la magnitud de cambio fue menor entre el sitio sin manejo (SM) y el régimen tradicional. La magnitud de cambio entre el SM y el régimen intensivo fue mayor en todos los parámetros evaluados.

La Rs de la densidad aparente fue menor en RI que en RT (F=16.55; p <0.05; F=19.93; p <0.05, respectivamente). Sin embargo en RI la resistencia muestra valores más bajos y negativos, esto sugiere que el cambio de DA entre el RI y SM es más grande y negativo, a diferencia de RT donde los valores de Rs se conservan positivos y sugieren menor cambio entre la DA de RT y SM (tabla 11).

El pH (F=8.05; p=0.02), y los totales de carbono (F=44.06; p <0.05), nitrógeno (F=21.71; p <0.05) y fósforo (F=81.4; p <0.05) muestran valores de Rs más bajos en RI que en RT, por lo tanto la pérdida de nutrientes y la acidificación del suelo es más grande entre RI y SM. El NH₄⁺ (F=16.23; p <0.05) y P disponible (F=122.8; p <0.05) muestran valores de Rs más bajos en RI respecto a RT, a partir de esto identificamos que la disminución de las fracciones disponibles de N y P es más grande entre RI y SM.

La R_s del C_{mic} ($F=7.75$; $p=0.02$), la mineralización potencial de C ($F=11.63$; $p < 0.05$), SEA- β -glucosidasa ($F=18.2$; $p < 0.05$), SEA-POX ($F=43.98$; $p < 0.05$), SEA-fosfatasa ($F=149.8$; $p < 0.05$) y SEA-DHA ($F=9.08$; $p=0.01$) muestra valores más bajos en RI que en RT, esto sugiere nuevamente que el cambio de los parámetros biológicos del suelo es más grande entre RI y SM (tabla 11).

Tabla 11. Valores de resistencia (R_s) evaluada a través de parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo entre el régimen intensivo y el sitio sin manejo (R_s -intensivo) y el régimen tradicional y el sitio sin manejo (R_s -tradicional). Letras distintas señalan diferencias significativas.

Resistencia	RS-intensivo	Rs-tradicional
Densidad aparente	-0.4 (\pm 0.04) ^B	0.33 (\pm 0.06) ^A
Humedad	0.22 (\pm 0.02) ^B	0.63 (\pm 0.08) ^A
pH	0.65 (\pm 0.05) ^B	0.83 (\pm 0.03) ^A
C.E.	0.84 (\pm 0.00)	0.81 (\pm 0.09)
C total	0.09 (\pm 0.02) ^B	0.66 (\pm 0.08) ^A
N total	0.03 (\pm 0.007) ^B	0.18 (\pm 0.03) ^A
P total	0.17 (\pm 0.01) ^B	0.75 (\pm 0.06) ^A
NH₄⁺	0.15 (\pm 0.04) ^B	0.55 (\pm 0.08) ^A
NO₃⁻	0.53 (\pm 0.09)	0.47 (\pm 0.07)
Pdisp.	-0.59 (\pm 0.06) ^B	0.33 (\pm 0.05) ^A
C:N	-0.23 (\pm 0.02)	-0.27 (\pm 0.02)
C:P	0.41 (\pm 0.10) ^B	0.71 (\pm 0.03) ^A
N:P	0.12 (\pm 0.03)	0.18 (\pm 0.01)
NH₄⁺: NO₃⁻	0.16 (\pm 0.02) ^B	0.43 (\pm 0.01) ^A
Cmic	0.09 (\pm 0.00) ^B	0.39 (\pm 0.01) ^A
Mineralización C	0.19 (\pm 0.03) ^B	0.60 (\pm 0.10) ^A
SEA- β-glucosidasa	-0.37 (\pm 0.10) ^B	0.44 (\pm 0.09) ^A
SEA-Fosfatasa	-0.68 (\pm 0.06) ^B	0.40 (\pm 0.06) ^A
SEA-POX	-0.21(\pm 0.05) ^B	0.47 (\pm 0.08) ^A
SEA-DHA	0.14 (\pm 0.02) ^B	0.49 (\pm 0.11) ^A
qCO₂	0.57 (\pm 0.01) ^A	0.10 (\pm 0.01) ^B

5.6 Efecto del cambio de fertilización sobre la actividad microbiana del suelo en dos regímenes de manejo agrícola

La concentración de NH_4^+ fue significativamente distinta entre los tratamientos de fertilización en el RT ($F=3.6$; $p<0.05$), el tratamiento orgánico presentó la concentración más alta respecto al testigo. En el RI los tratamientos se encontraron diferencias ($F=2.5$; $p<0.05$) (figura 9).

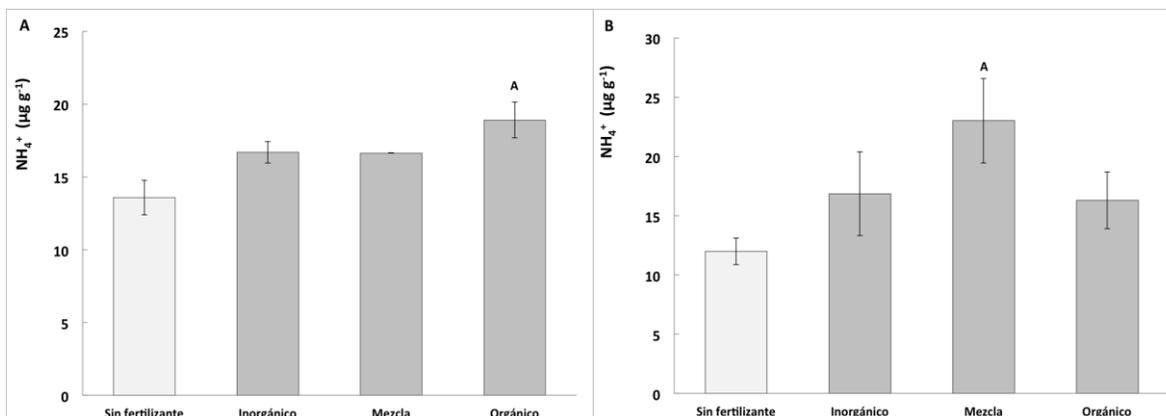


Figura 9. Valores promedio y errores estándar de la concentración de NH_4^+ en el suelo de dos regímenes de manejo, A) tradicional e B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al testigo.

La concentración de NO_3^- mostró un cambio significativo entre los tratamientos de ambos regímenes, en el RT y en el RI el tratamiento mezcla la concentración de NO_3^- fue mayor respecto al testigo ($F=8.63$; $p < 0.05$; $F=49.4$; $p < 0.05$, respectivamente) (figura 10).

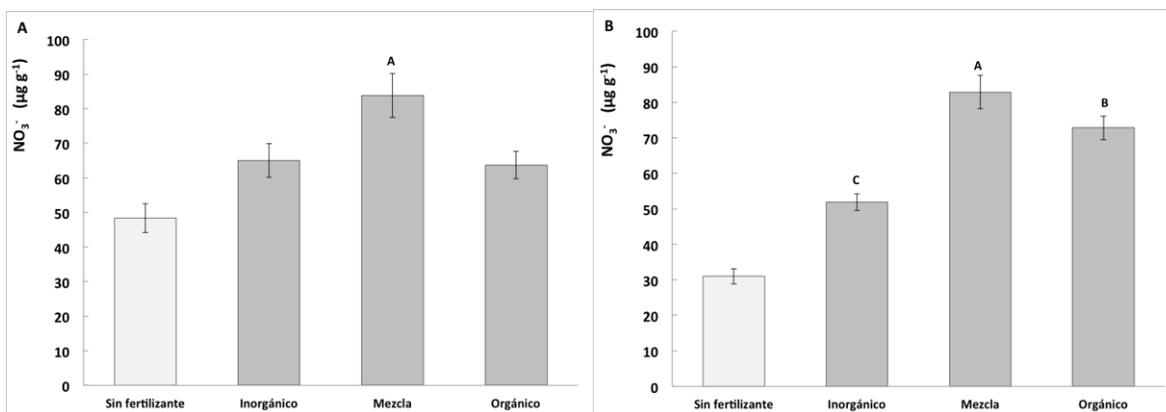


Figura 10. Valores promedio y errores estándar de la concentración de NO_3^- en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

El cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ no mostró diferencias entre los tratamientos de fertilización en RT ($F=1.7$; $p=0.18$), ni entre los tratamientos de fertilización en el RI ($F=1.67$; $p=0.21$) (Figura 11).

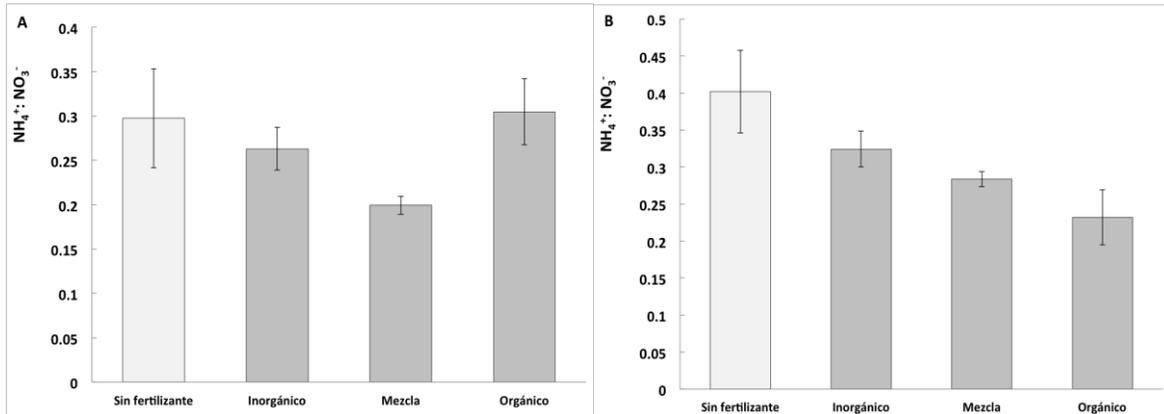


Figura 11. Valores promedio y errores estándar del cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

La mineralización potencial de C no mostró diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización en el RT ($F=2.83$; $p=0.07$), ni en el RI ($F=2.02$; $p=0.15$) (figura 12).

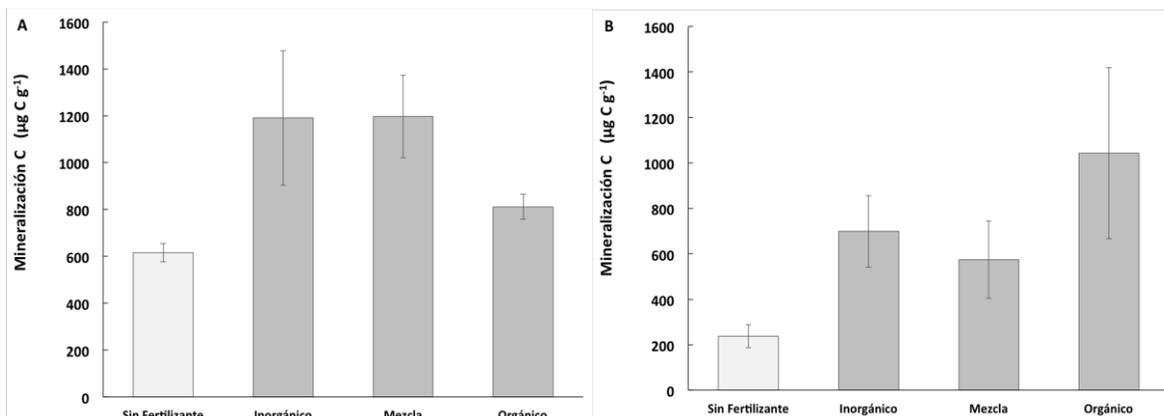


Figura 12. Valores promedio y errores estándar del acumulado de mineralización potencial de C en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

La concentración de la biomasa microbiana (C_{mic}) del suelo no mostró diferencias significativas entre los tratamientos del RT ($F=1.8$; $p=0.17$). En el RI se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y el control, los tratamiento mezcla y orgánico fueron más altos respecto al control ($F=87.8$; $p<0.05$) (figura 13).

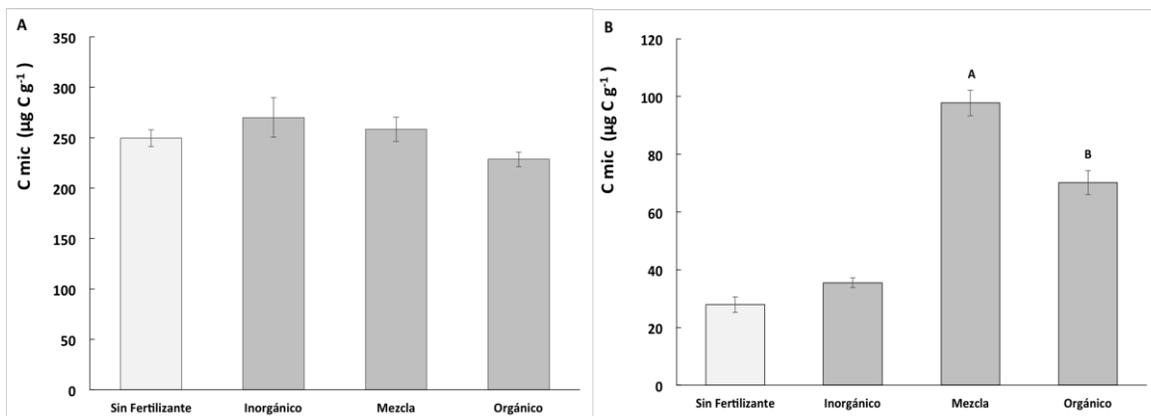


Figura 13. Valores promedio y errores estándar de la concentración de C microbiana (C_{mic}) en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

El qCO_2 mostró diferencias significativas entre los tratamientos de fertilización en RT, el tratamiento mezcla fue más alto respecto al control ($F=3.36$; $p<0.05$) En el RI no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos y el control ($F=2.5$; $p=0.09$) (figura 14).

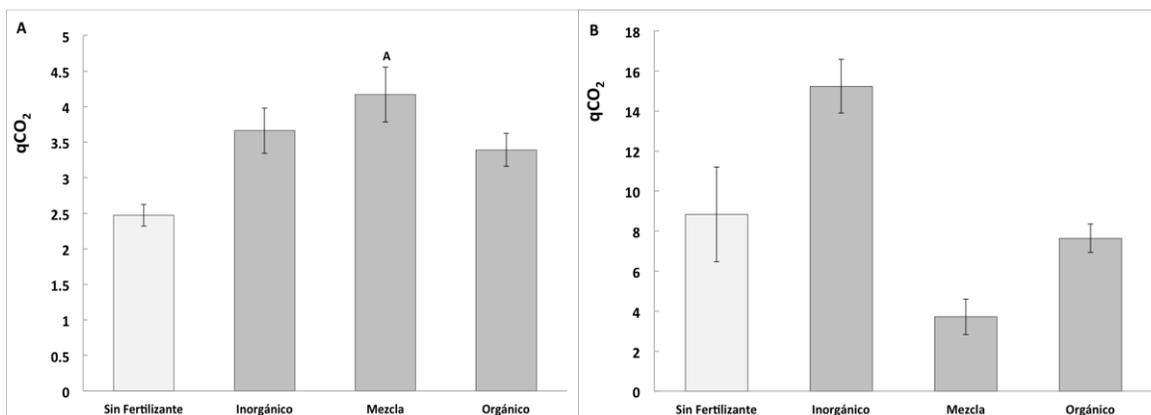


Figura 14. Valores promedio y errores estándar del coeficiente metabólico (qCO_2) en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

La actividad enzimática específica (SEA) de β -glucosidasa no mostró diferencias entre los tratamientos del RT ($F=0.41$; $p=0.7$). En el RI los tratamientos mezcla y orgánico fueron más bajos respecto al control ($F=17.47$; $p < 0.05$) (Figura 15).

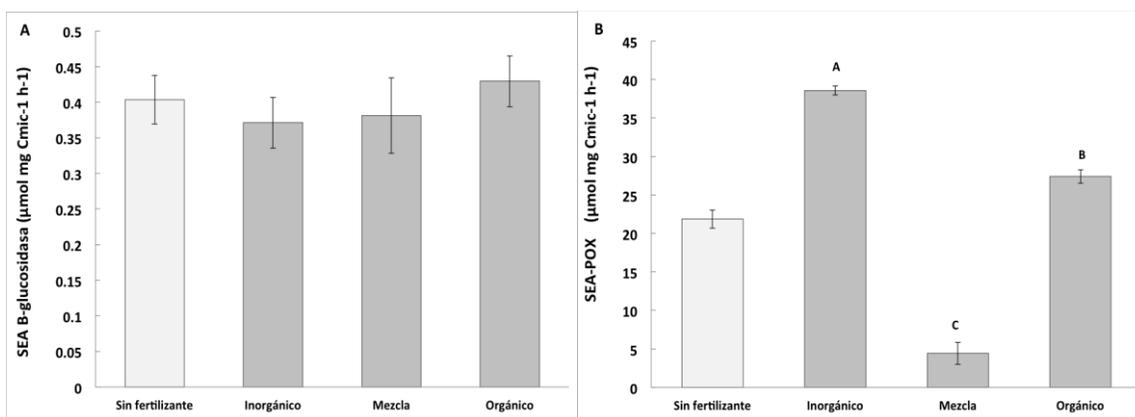


Figura 15. Valores promedio y errores estándar de SEA de β -glucosidasa en el suelo de dos regimenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al testigo..

La SEA de POX mostró una respuesta distinta al resto de los parámetros evaluados, tanto en el RT y el RI todas las diferencias entre los tratamientos y el testigo fueron significativas. En el RT y en el RI el tratamiento mezcla mostró mayor eficiencia respecto al control ($F=15.87$; $p < 0.05$; $F=36.9$; $p < 0.05$, respectivamente) (Figura 16).

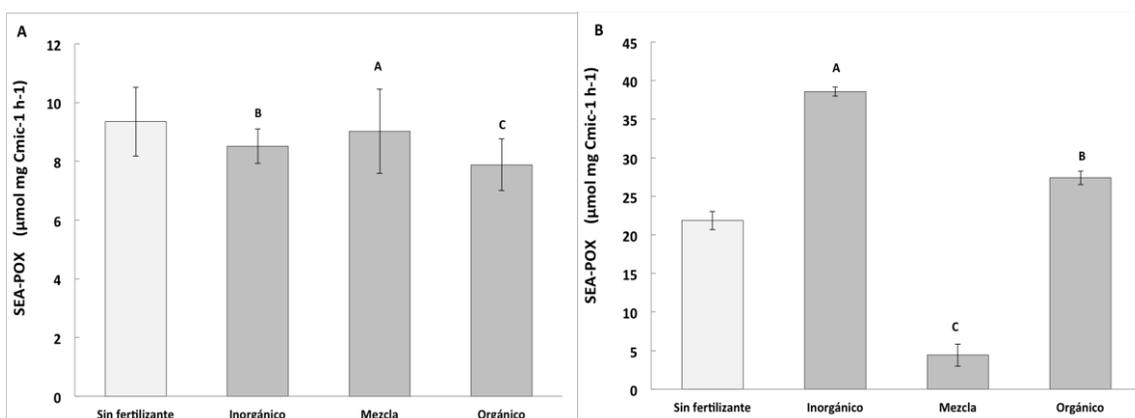


Figura 16. Valores promedio y errores estándar de SEA de POX en el suelo de dos regimenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

La SEA de DHA no fue significativamente distinta entre los tratamientos del RT ($F=2.5$; $p=0.08$). En el tratamiento RI, la mezcla tuvo la mayor eficiencia respecto al testigo ($F=19.9$; $p < 0.05$) (Figura 17).

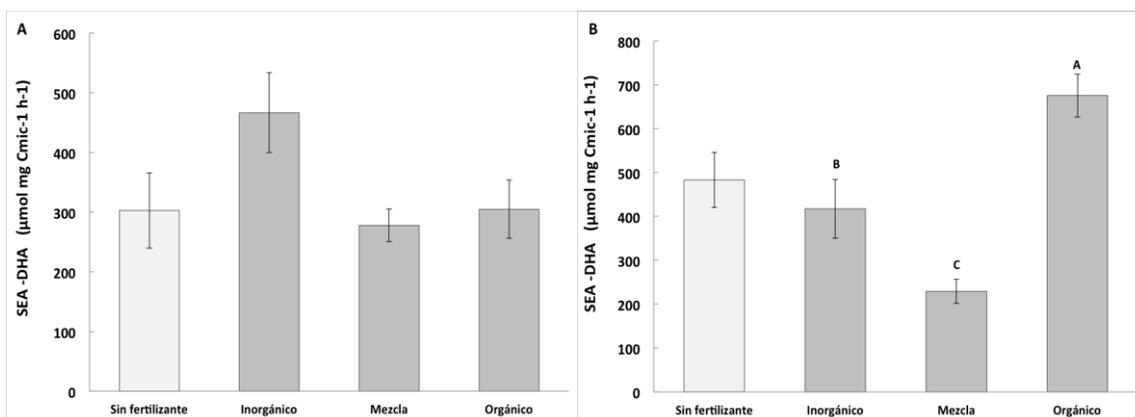


Figura 17. Valores promedio y errores estándar de SEA de DHA en el suelo de dos regímenes de manejo, tradicional A) tradicional y B) intensivo, bajo diferentes tratamientos de fertilización. Letras mayúsculas señalan diferencias respecto al control.

El análisis de componentes principales (PCA) explicó el 70% de la varianza en los dos primeros ejes. El primer componente explicó el 41.72% la varianza y las principales diferencias se identificaron en el $q\text{CO}_2$ y el C microbiano, a partir de estas dos variables se discriminaron parcialmente dos grupos que corresponden a cada régimen de manejo. El segundo componente explicó el 18.1% de la variabilidad y las principales diferencias se identificaron entre dos indicadores con distinta distribución, el NH_4^+ y la SEA de β -glucosidasa (figura 18).

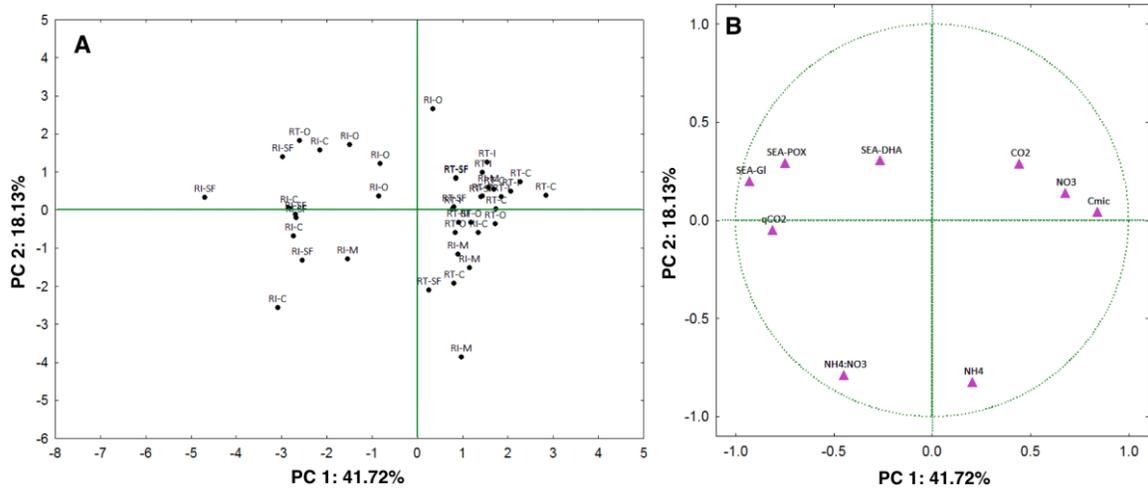


Figura 18. Análisis de componentes principales de los tratamientos de fertilización evaluados en la actividad microbiana del suelo bajo dos tipos de manejo. (A) Componentes principales de los tratamientos de fertilización, SF (sin fertilizante), O (orgánico), M (mezcla) y C (control del régimen), (B) respuesta de los parámetros evaluados.

5.6.1 Resistencia de la actividad microbiana al cambio del tipo de fertilización

La R_s del NO_3^- mostró valores distintos entre los suelos del RT y del RI, incluso entre los mismos tratamientos de fertilización. En el suelo del RT todos los tratamientos de fertilización mostraron valores más altos respecto al control, en el RI el tratamiento inorgánico fue el único que mostró valores de R_s positivos. A partir de esto interpretamos que el RT muestra un escenario positivo de respuesta al disturbio, donde a pesar del cambio en el tipo e intensidad de fertilización mantiene la nitrificación. A diferencia del RI donde la nitrificación se conserva sólo con la adición de fertilizantes químicos y un cambio en la forma (tratamiento orgánico) e intensidad (tratamiento mezcla) de fertilización exhibe decaimiento en los niveles de nitrificación (figura 19).

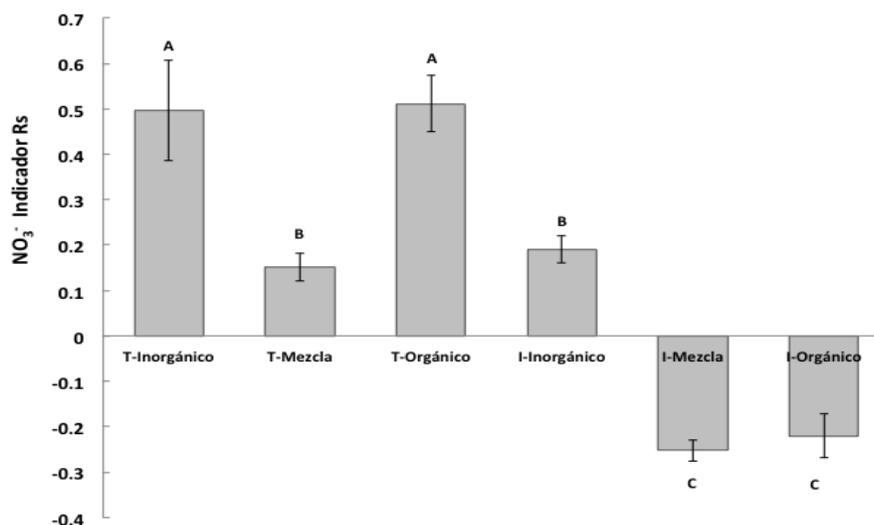


Figura 19. R_s del NO_3^- evaluada entre los tratamientos de fertilización del experimento, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

La R_s de la mineralización potencial de C mostró trayectorias distintas entre el RT y el RI. En el RT todos los tratamientos de fertilización mantuvieron valores positivos y más altos respecto al control.

En el RI ocurrió lo contrario, todos los valores de Rs fueron negativos y más bajos en relación al control. A partir de esto interpretamos que la mineralización de C en el RT muestra un escenario positivo de respuesta al cambio en la forma (tratamiento inorgánico y orgánico) de fertilización, donde a pesar del disturbio mantiene la capacidad de mineralizar C. Lo contrario ocurre en el RI donde la mineralización de C no se conserva bajo ningún cambio de fertilización (figura 20).

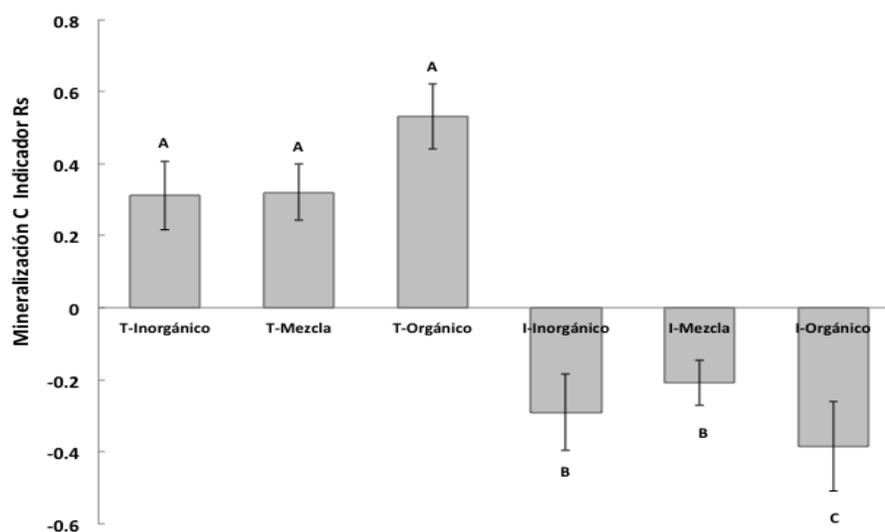


Figura 20. Rs del acumulado de CO₂ evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

La Rs del C microbiano exhibió un escenario de cambio similar a la nitrificación, donde el suelo del RT bajo cualquier tratamiento y el suelo del RI con fertilizante inorgánico tienen valores de Rs positivos y más altos respecto al control. En el RI con tratamientos de fertilización mezcla y orgánico la Rs exhibe valores nativos y más bajos. A partir de esto consideramos que la disminución en la cantidad de fertilizante químico adicionado disminuye la capacidad de los microorganismos en el RI para crecer en biomasa (figura 21).

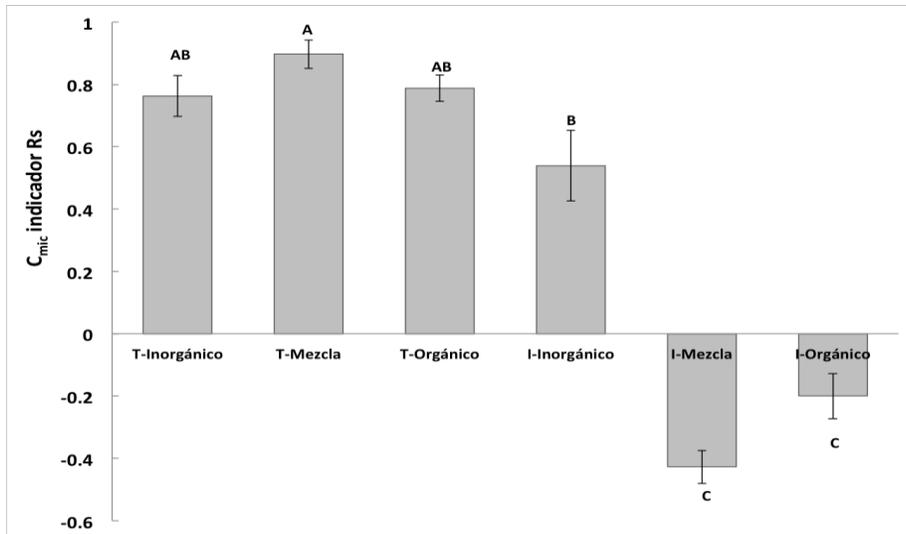


Figura 21. Rs del C microbiano evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

La Rs del qCO_2 mostró valores positivos en todos los tratamientos bajo los suelos del RT y RI, con la excepción del tratamiento inorgánico en el suelo del RI. En el suelo del RT todos los tratamientos de fertilización exhibieron valores positivos, de modo que la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana en el suelo del RT se mostró resistente al disturbio. En el suelo del RI un cambio de la forma (tratamiento orgánico) y cantidad de fertilizante químico (tratamiento mezcla) muestra un escenario positivo para el mantenimiento de la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana, sin embargo, la adición exclusiva de formas inorgánicas disminuye la capacidad de los microorganismos a mantener su eficiencia metabólica (figura 22).

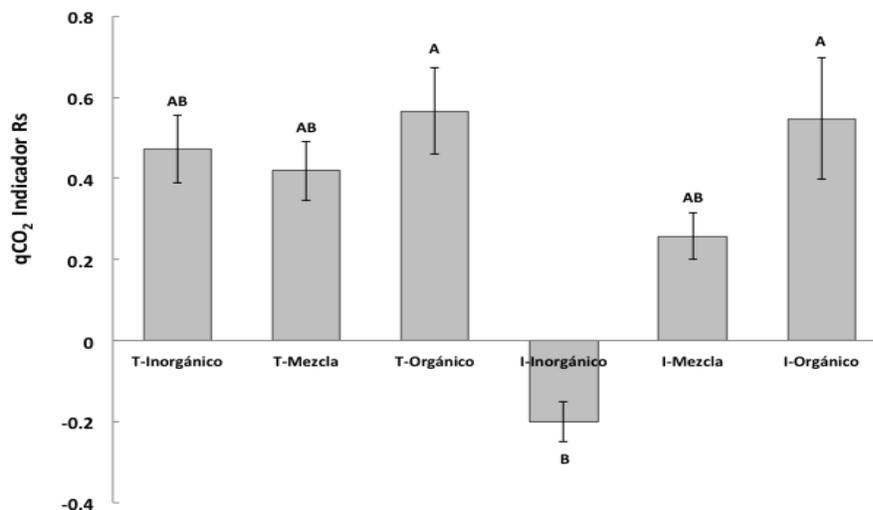


Figura 22. Rs del qCO₂ microbiano evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

La Rs de la SEA de β -glucosidasa muestra valores positivos en todos los tratamientos evaluados. El escenario de menor Rs para mantener el crecimiento de biomasa por el uso de compuestos lábiles de C se observó bajo el tratamiento mezcla en el suelo del RI donde el cambio en la intensidad de fertilización (menos fertilizante inorgánico) disminuye la SEA (figura 23).

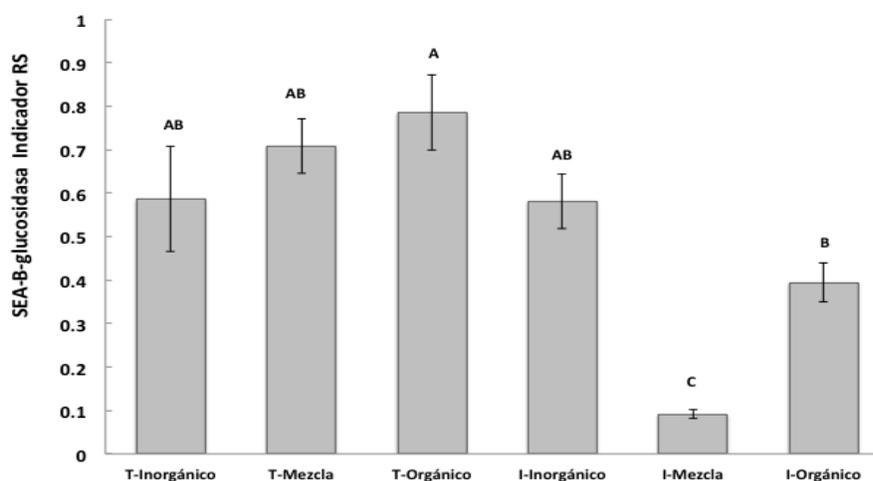


Figura 23. Rs del SEA- β -glucosidasa microbiano evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos

La Rs del la SEA de POX muestra que la comunidad microbiana del RT mantiene su crecimiento en biomasa por uso de compuestos recalcitrantes de C bajo cualquier tratamiento de fertilización. Lo contrario ocurre en suelo del RI donde los extremos de los tratamientos, la fertilización inorgánica y su ausencia (tratamiento inorgánico) disminuye la Rs de la SEA-POX; el tratamiento mezcla, que contiene menos fertilizante inorgánico y MO muestra el mantenimiento del uso de C por los microorganismos en RI (figura 24).

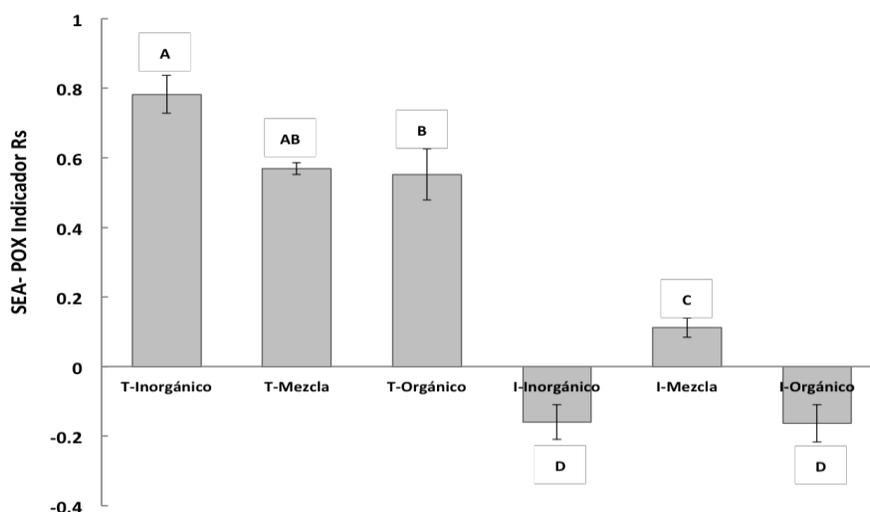


Figura 24. Rs del SEA-POX microbiano evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos

La Rs del la SEA de DHA exhibe valores positivos bajo cualquier tratamiento de fertilización en suelos del RT y del RI. Esto señala que en los dos suelos y bajo cualquier tratamiento los microorganismos son capaces de mantener esta actividad metabólica. Sin embargo, los niveles de Rs muestran que en el RT todos los tratamientos y el tratamiento orgánico en RI tienen valores metabólicos más altos respecto al RI con uso exclusivo de fertilización inorgánica y la forma (tratamiento mezcla) los valores de Rs varían entre el tipo de tratamiento, y el tratamiento mezcla exhibe

los valores de Rs más bajos de modo que el cambio de la intensidad de fertilización afecta el mantenimiento del metabolismo y el crecimiento microbiano (figura 25).

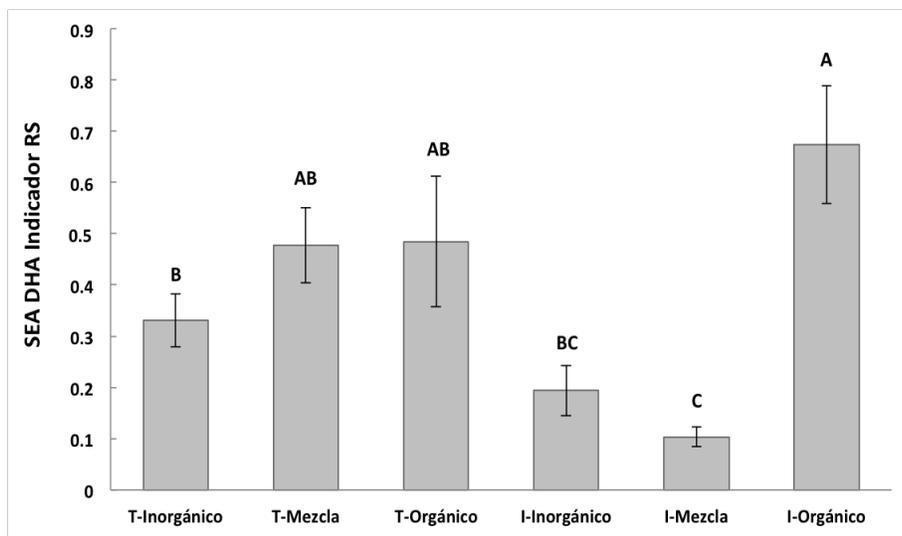


Figura 25. Rs del SEA-DHA microbiano evaluada entre los tratamientos de fertilización, T corresponde al suelo del régimen tradicional e I al suelo del régimen intensivo. Las letras mayúsculas señalan diferencias entre grupos.

6. DISCUSIÓN

6.1 Acceso a insumos de producción como factores determinantes para la construcción del régimen de manejo agrícola

El acceso de los agricultores a tecnologías y herramientas para el manejo del suelo ha modificado las aproximaciones hacia la agricultura en los dos sectores agrícolas predominantes en México, los agricultores tradicionales continúan prácticas con fines comerciales y de subsistencia, y los agricultores intensivos que procuran principalmente fines comerciales (Gómez-Tovar et al., 2005). La construcción del régimen de manejo agrícola en las localidades de estudio responde a dos historias distintas dentro de una misma región, cada una más relacionada con un sector agrícola específico y ha sido determinada principalmente por el acceso a tecnologías y la conservación del maíz como cultivo principal.

Hernández-Xolocotzi (1988) señala que la definición de agricultura tradicional se deriva de la forma en que se difunden los conocimientos del manejo de la tierra y la reducción de insumos utilizados para el agro-ecosistema; esto concuerda con lo descrito por Warman (1985) para todo el país, donde define a la agricultura tradicional como aquella que conserva barbecho y reduce los insumos para la producción. A partir de esto consideramos que en Ávila Camacho se practica agricultura tradicional porque se conserva el barbecho, utiliza menos insumos para la producción que Amecameca y el saber-cómo del manejo de la tierra es una construcción cultural heredada que ha perdurado entre los ejidatarios. Asimismo, los productores tradicionales no usan métodos mecanizados para el arado, y enfatizan la conservación de prácticas asociadas a técnicas antiguas como el uso de yunta, la rotación de cultivos, el compostaje y descanso de las parcelas. En el caso de la rotación de cultivos como una práctica tradicional, no hay evidencia en parámetros ambientales que fundamente su mantenimiento como una forma de producción de la tierra, de acuerdo con los agricultores se trata de una práctica

heredada y es la forma en que saben cultivar. A pesar de esto, el uso de fertilizantes químicos es una práctica generalizada y aunque podría tratarse de la introducción reciente de una tecnología, los agricultores no reconocen el momento en que empezaron a utilizarlos. García-Barrios y García-Barrios (1990), señalan que el saber-cómo del manejo de la tierra es antiguo en localidades agrícolas, y que los orígenes de prácticas como la rotación de cultivos datan de tiempos pre-hispánicos. De manera contraria, Gómez-Tovar et al. (2005) señalan que el mantenimiento de prácticas como la rotación de cultivos no es solo cultural, sino que es reconocida como una técnica para promover la fertilidad del suelo. Al respecto, encontramos que en Ávila Camacho los agricultores reconocen que la selección y el orden de las plantas durante el ciclo de rotación es importante, sostienen que el uso de leguminosas, específicamente haba, es imprescindible dentro del ciclo y que se planta antes del maíz porque incorporar nutrientes que el maíz ocupará para crecer. A partir de esto interpretamos que una práctica específica como la rotación de cultivos esta orientada a responder fines de productividad agrícola pero promovida por el interés de mantener un sistema de cultivo tradicional.

En el régimen de manejo asociado a prácticas tradicionales los agricultores se identifican como pequeños productores, que muestran compromiso y gusto personal con el proceso de producción, además de contar con un método basado en mano de obra familiar. El RT se distingue del RI como un manejo agrícola sostenible porque la comunidad ha definido actividades específicas basadas en la idea de autonomía productiva y al mismo tiempo coordinada con conocimientos ambientales. García-Barrios y García-Barrios (1990), señalan que las prácticas diversificadas y organizadas en sistemas de cooperación comunitaria son comunes en sistemas tradicionales porque pueden servir para sostener enlaces de producción con menos recursos monetarios y máximas posibilidades de cooperación social. En Ávila Camacho interpretamos un escenario que opera bajo condiciones de cooperación comunitaria, pero coordinado bajo el liderazgo de un miembro del ejido. Por ejemplo, es el corte de haba que es tarea exclusiva de mujeres miembros de la comunidad ejidal, pero el almacenamiento y distribución del

cultivo se realiza por otros miembros de la misma comunidad. Asimismo el resguardo de una desgranadora y el molino comunitarios en la casa ejidal, cuyo uso esta sujeto a disponibilidad, por lo tanto hay horarios de uso para miembros específicos.

En el régimen de manejo asociado a prácticas intensivas del uso de la tierra, los agricultores son pequeños productores con fines de subsistencia y comercial, pero a diferencia del RT la mano de obra no es familiar y los insumos de producción no se producen en la comunidad. El uso intensivo de la tierra se corresponde con una noción tecnológica que incluye el uso de maquinaria, adición intensiva de agroquímicos como fertilizantes, insecticidas y plaguicidas y un enfoque productivo basado en la búsqueda de alta rentabilidad agrícola (Palacio-Rangel y Ocampo-Ledesma, 2015). Amecameca podría ser un ejemplo del proceso de industrialización de la agricultura en México. La repartición de títulos ejidales ocurrió en 1950-1960, pero las comunidades ya practicaban la agricultura desde épocas prehispánicas en la zona, de modo que los títulos ejidales ayudaron a promover el acceso de la comunidad a la industrialización a través de una red de crédito para la compra de maquinaria y el uso de fertilizantes. Warman y Montañes (1990) señalan que en este tipo de agricultura, el maíz de temporal con uso intensivo de la tierra ejemplifica el extremo de la implementación de tecnologías, porque repercute sobre todos los ámbitos de la producción, y en muchos casos irremplazables por sus altos costos.

Hernández-Xolocotzi (1988), señala que históricamente el uso intensivo de la tierra es consecuencia de la mala interpretación de los problemas agrícolas en el contexto de la globalización, es decir, el desarrollo tecnológico aceleró invenciones y diseño maquinaria que modificó la cantidad de insumos industriales utilizados sobre los campos agrícolas sin distinguir escenarios productivos. Tecnológicamente, los productores del RI enfatizan en la implementación de prácticas mecanizadas para el arado, y practican un modelo de producción basado en el monocultivo y la fertilización inorgánica. El origen de la mecanización de la agricultura en México es consecuencia de un programa

de política pública implementado por la Secretaría de Agricultura y la Fundación Rockefeller en 1941 (Appendinni, 2001; Hernández-Xolocotzi, 1990), a partir de ese momento se desarrollaron las bases de la Revolución Verde en México porque se incentivó el desarrollo agrícola a través de tres ejes operativos, el primero fue la introducción masiva de tecnología dependiente de inversiones extranjeras, el segundo fue establecer una amplia red de promotores de crédito porque de esta forma se presionaba a los agricultores a adoptar nuevas formas de trabajo, y el tercero fue el apoyo monetario a la industria de fertilizantes (Hernández-Xolocotzi, 1990). En Amecameca las consecuencias de la mecanización de las prácticas agrícolas se observan en la simplificación del manejo y las tareas en el campo, este fenómeno es explícito sobre el territorio y también sobre la cooperación comunitaria entre los miembros ejidales; la producción agrícola se sostiene, pero el campo como espacio de reproducción cultural no es concurrido y compartido en comunidad. Los productores agrícolas guardan total autonomía sobre el proceso de producción en sus parcelas y no hay tareas específicas asignadas a miembros de la comunidad.

Palacio-Rangel y Ocampo-Ledesma (2015) destacan que en los usos agrícolas intensivos a nivel global la intensidad de mecanización es proporcional a la de fertilización, además de que el uso de fertilizantes comúnmente ocasiona la pérdida de mano de obra y productividad del sistema de manejo (Warman y Montañes, 1990). El RI parece corresponder con esta idea porque el uso intensivo de fertilizantes inició a la par de la mecanización, la introducción del tractor disminuyó la mano de obra en número miembros de la comunidad involucrados en la agricultura y motivó la adición de fertilizantes; este escenario fue promovido por parte del Estado hace 50 años en la región. El acceso a préstamos, créditos y subsidios fue privilegiado en la década de los 80's dentro del estado de México, de modo que la capacidad de elección por parte de los agricultores acerca del tipo y cantidad de insumos a utilizar en los cultivos empezó a depender del acceso a capital prestado. Sin embargo, este tipo de apoyos para la producción agrícola desaparecieron una década después, y los agricultores no tuvieron más acceso a

prestamos monetarios o en insumos para la producción. En consecuencia, en el RI actual uno de los principales problemas es el costo del fertilizante, ya que la planta es dependiente de su uso para desarrollarse, pero la cantidad de fertilizante utilizado no es constante y varía de acuerdo al capital del agricultor para invertir en su compra. Warman y Montañes (1990), señalan que la adición de agroquímicos a los sistemas agrícolas afecta su rendimiento porque su uso condiciona establecer un sistema de manejo especializado, es decir, basado en el monocultivo porque los herbicidas ponen en riesgo a la planta del maíz, por lo tanto el sistema de milpa tradicional se torna inviable en términos del rendimiento y el ingreso.

La memoria histórica del uso de la tierra se expresa a través del dominio del maíz como cultivo principal y de mayor extensión en las dos localidades. El maíz como cultivo tradicional ha tenido un rol histórico en el desarrollo de la política pública orientada a programas agrícolas y rurales en México, de hecho puede tratarse al maíz como el eje que organiza directa o indirectamente al conjunto de la agricultura mexicana (Appendini, 2001; Warman y Montañes, 1990). El último censo de agricultura (2007) reporta en el Estado de México a 2.8 millones de agricultores dedicados al maíz, que representa más de la mitad de la superficie cultivada, y el área total plantada ha permanecido estable desde 1980 (McAfee, 2017; INEGI, 2007; Appendini, 2001; Eakin et al., 2015). Eakin et al. (2015) realizaron un estudio comparativo de la percepción de familias campesinas acerca del cultivo de maíz entre las zonas norte (Sinaloa), centro (Estado de México) y sur (Chiapas) del país, encontraron que en el Estado de México el cultivo de maíz muestra resistencia y resiliencia a pesar de los tratados y reformas que han impactado negativamente sobre su desarrollo. En las localidades del presente estudio, persiste la idea de cultivar maíz porque tiene importancia sobre la alimentación familiar, no sólo por el consumo directo del cultivo sino por su uso para alimentar animales y generar ingresos que cubran al menos una proporción de la producción anual. McAfee (2017), concuerda con esta percepción, señala que el cultivo de maíz sostiene al menos a tres millones de familiar agrícolas y representa 2/3 de la ingesta

calórica por día para las familias. El maíz fue uno de los cultivos, junto con el frijol, que mayor número de subsidios percibió durante los 80's en el país, su producción aumentó durante esa década y parte de la producción fue absorbida por industrias de alimentos para el ganado, edulcorantes de maíz y otros alimentos procesados (McAfee, 2017). A partir del inicio de la década de los noventa los subsidios cesaron para preparar nuevas políticas agrarias ligadas al Tratado de Libre comercio (TLC), desde 1994 se favoreció la importación de maíz de Estados Unidos y para el 2008 la industria de alimentos procesados sustituyó al maíz local por el importado, para finales de 2010 la importación industrial de maíz aumentó en un 300% (McAfee, 2017).

En las localidades de Amecameca y Ávila Camacho la agricultura es la única actividad que depende directamente del suelo y no genera el ingreso suficiente para la mayoría de los agricultores, incluso para solventar necesidades básicas. Sin embargo, la importancia de la agricultura radica en la generación de productos de consumo familiar en grandes cantidades (García-Barrios y García-Barrios 1990). A partir de esto consideramos importante señalar que los indicadores de producción agrícola en México están orientados a evaluar el desempeño de los productores en términos monetarios. Creemos que desarrollar indicadores que reflejen el desempeño de los productores agrícolas en términos de seguridad alimentaria podría ser una forma de destacar la contribución de los pequeños productores ejidales en términos de subsistencia familiar y resistencia del suelo.

6.2 Efecto del régimen de manejo sobre la degradación del suelo

Propiedades físicas y químicas del suelo

En el presente estudio, los valores de densidad aparente fueron mayores en los suelos del RI en relación al RT, lo cual podría ser un indicador de la compactación del suelo debido a la mecanización de las prácticas agrícolas, ya que es el único régimen con uso de maquinaria para el arado para la limpieza de las parcelas y para el transporte de la cosecha. Diversos estudios han encontrado que la compactación del suelo por el uso de maquinaria es uno de los principales problemas asociados a la degradación física del suelo (Lima et al., 2017). El uso frecuente y prolongado de maquinaria promueve la compactación del suelo al modificar su volumen a través del rompimiento de la estructura y agregación, al mismo tiempo que disminuye el espacio poroso, de modo que esto tiene implicaciones importantes sobre la pérdida materia orgánica y movilidad de nutrientes en el suelo (Lima et al., 2017; Martín et al., 2017). Lo anterior también puede estar asociado al bajo contenido de C en el suelo del RI comparado al RT. Los discos del tractor rompen la superficie del suelo, y esto modifica la estructura al exponer y romper agregados en segmentos más pequeños, de tal forma que partículas con MO que estaban dentro de los agregados quedan expuestas y pueden erosionarse y lixiviarse con mayor facilidad.

Además, los valores de densidad aparente son altamente sensibles a la clase textural del suelo, un suelo arenoso del régimen intensivo con partículas grandes (arena y poca materia orgánica) tiene menor densidad aparente debido a un espacio poroso amplio y menor agregación de las partículas (Martín et al., 2017). En contraste, el suelo del régimen tradicional con partículas más finas y mayor contenido de materia orgánica tiene una densidad aparente más alta debido a un espacio poroso más estrecho ocupado por partículas más pequeñas y con mayor capacidad de agregación (Martín et al., 2017). No obstante lo anterior, el régimen intensivo mostró una densidad aparente más alta, es

decir un suelo arenoso con partículas más grandes y más compactado, a diferencia del suelo en el régimen tradicional que conserva una densidad aparente más baja a pesar de tener una textura más fina con partículas más pequeñas. Considerando las observaciones de campo, interpretamos que el suelo del RI es un suelo que no se muestra con problemas de aireación por efecto de la compactación, pero tiene un déficit de materia orgánica, que aunado al uso de maquinaria repercute sobre su agregación, y esto ha tendido un efecto considerable sobre el aumento de la densidad aparente. En contraste, en el RT el suelo no se muestra compactado, y tiene mayor agregación y estructura debido a la adición de MO y la posibilidad de la formación de agregados por la ejecución del arado sin maquinaria. Raiesi et al. (2012), reconocen que el efecto del arado sobre la fertilidad del suelo se magnifica en los parámetros biológicos porque altera el ambiente físico y químico donde ocurren los procesos. En su estudio evaluaron el efecto del abandono agrícola sobre la recuperación física, química y biológica del suelo, a partir de esto concluyeron que el nivel de recuperación del suelo no es exclusivo de la reincorporación de la entrada de C en el sistema, sino de la sinergia entre la entrada de C y la ausencia del arado.

Los valores de pH en suelos de origen volcánico como los del RI y el RT son naturalmente ácidos, pero las actuales diferencias de pH entre el RI y el RT podrían estar controlados por el tipo de manejo, principalmente debido a la intensidad de fertilización. La acidificación del suelo es una amenaza a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas porque es la forma más común de degradación química del suelo como consecuencia de la fertilización que afecta directamente el crecimiento vegetal de los cultivos (Brady y Weil, 2010; Li et al., 2016). Se ha señalado que el uso de fertilizantes ricos en N contribuye a la acidificación del suelo al favorecer la oxidación de NH_4^+ a NO_3^- liberando iones H^+ en la solución del suelo (Beltrán-Paz, 2017), de modo que un suelo con una mayor intensidad de fertilización con N se esperaría que mostrara concentraciones de NO_3^- más altas respecto al NH_4^+ . Este proceso parece ocurrir en el sitio de estudio donde los suelos son de origen volcánico, con una evolución bajo

las mismas condiciones ambientales y naturalmente ácidos, pero con un pH más bajo en el RI donde la intensidad de fertilización es dos veces mayor respecto al RT. La concentración del N disponible soporta esta hipótesis porque la proporción de NH_4^+ respecto al NO_3^- evaluada a través del cociente $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ muestra valores más altos en el RT. Es importante señalar que la regulación de pH es un proceso complejo y dependerá de la interacción de las propiedades intrínsecas del suelo con la composición específica de las enmiendas, las condiciones ambientales y la descomposición de la materia orgánica (Tang et al., 2013).

Nutrientes totales

El mantenimiento de la fertilidad de los suelos agrícolas depende en gran medida del tipo de manejo, particularmente de la fertilización con formas orgánicas o inorgánicas. En el RT la fertilización se realiza a través de la adición de enmiendas como maíz, haba y estiércol que aportan entrada de MO al suelo aumentan los contenidos de C, y de esta forma promueven el mantenimiento de la fertilidad. De manera contraria, el uso de formas inorgánicas sin entrada de C al suelo, como ocurre en el RI con la adición exclusiva de NPK y la ausencia de materia orgánica, puede promover la acumulación de nutrientes en formas que son disponibles, pero más propensas a lixiviarse como el NO_3^- . Al respecto, Liu et al. (2017), Señalan que la adición de enmiendas orgánicas o de NPK por separado suelen tener un efecto significativo, pero no siempre positivo sobre los contenidos totales de C y N en el suelo, mientras que la adición de enmiendas orgánicas solas o en mezcla con NPK, como en el RT, muestra un efecto positivo y superior sobre los contenidos de C en el suelo. Este proceso se visualiza en el suelo del RT donde la mezcla de materia orgánica con fertilizante ha promovido el mantenimiento de la fertilidad y los contenidos de C en proporciones tan superiores respecto al RI. El aporte de MO en el RT no sólo se realiza a través de las enmiendas durante el arado sino también por la permanencia del rastrojo

después de la cosecha sobre la superficie de las parcelas, mientras que en el régimen intensivo se retira por completo después de cosechar, de modo que la degradación del suelo aumenta porque se elimina el aporte de materia orgánica, cambia la cantidad y la composición del C disponible para la comunidad microbiana del suelo (Finn et al., 2017).

El arado es considerado una vía de regulación de los contenidos de nutrientes (Liu et al., 2017), de modo que las diferencias en los contenidos de nutrientes entre el RI y RT pueden reflejar el efecto de esta actividad, ya que la forma y frecuencia en que se utiliza la maquinaria puede deteriorar la protección física y química de los nutrientes en el suelo a través del rompimiento de agregados, y por lo tanto promover la disgregación de materia orgánica (Liu et al., 2017; Addiscott y Dexter, 1994). Los ciclos anuales o más cortos de arado limitan el aumento de las concentraciones de C en ambos regímenes de manejo, sin embargo el suelo bajo un arado mecanizado en el régimen intensivo es más susceptible a degradarse debido al rompimiento de los agregados en superficie y a profundidad > 40 cm. Este impacto aunado a la ausencia de entrada de MO parece disminuir significativamente la acumulación de C y N en los suelos del régimen intensivo (Yan et al., 2003).

Nutrientes disponibles

Las diferencias entre las concentraciones de NH_4^+ y NO_3^- en los regímenes intensivo y tradicional pueden ser indicadoras de procesos que promueven la mineralización diferencial de N en el suelo de cada régimen de manejo. Montaña et al. (2007) reportan que independientemente de la concentración de N, la concentración de C explica la concentración de NH_4^+ porque el C es la fuente de energía para la comunidad microbiana que mineraliza el N. Por lo tanto, hay mayor mineralización de N en el RT porque la concentración de NH_4^+ es más alta debido a una mayor concentración de C. En contraste, en el RI donde domina el N disponible en forma de NO_3^- hay más nitrificación debido a una baja

concentración de C. Addiscott y Dexter (1995) señalan que los suelos con baja acumulación de N orgánico aunado a la adición de fertilizantes nitrogenados favorece la nitrificación sobre la mineralización del N en el suelo, esto se refleja en las concentraciones diferenciales de NH_4^+ y NO_3^- dentro de cada régimen de manejo. Si bien las concentraciones de NO_3^- no son significativamente distintas entre los regímenes de manejo, la concentración de NH_4^+ mayor en el RT podría reflejar el dominio de formas disponibles de N resultado de la mineralización, mientras que en el RI la disminuida proporción de NH_4^+ respecto al NO_3^- refleja el dominio de la nitrificación.

Es importante señalar que en ambos regímenes de manejo hay baja concentración de N, sin embargo la ausencia de incorporación de C a través de enmiendas orgánicas en el RI puede afectar negativamente la mineralización de N y por lo tanto promover la acumulación de NO_3^- . Reconocer estas diferencias entre las concentraciones de las formas disponibles de N es importante en términos de productividad agrícola porque de las formas disponibles de N, especialmente el NH_4^+ es la forma de N menos abundante pero la más demandada y aprovechada de manera casi inmediata por plantas y microorganismos, mientras que el NO_3^- es una forma disponible de N menos escasa pero más vulnerable a perderse por lixiviación e incorporarse a cuerpos de agua como contaminante (Addiscot y Dexter, 1994).

La concentración de P inorgánico podría ser indicadora de mayor disponibilidad de P en el RI como consecuencia de la adición de P a través de fertilizantes, si, embargo hay evidencia que señala que las concentraciones de P inorgánico no necesariamente son indicadoras de procesos de mineralización por la comunidad microbiana del suelo, porque la mineralización de las formas orgánicas de P depende de la disponibilidad de C y de la segregación de enzimas para su transformación (Schimel y Bennett, 2004). En el RI la concentración de P disponible es notablemente mayor respecto al RT, pero la concentración de C y la segregación de enzimas que son condiciones necesarias para su mineralización no reflejan un escenario donde el aprovechamiento de P sea eficiente. Rao et al., (2014)

señalan que la modulación de la actividad enzimática de Fosfatasa en sitios agrícolas responde principalmente al tipo de fertilización y fue menor en sitios con fertilización exclusivamente inorgánica, seguido del sitio manejado con desechos domésticos y los valores más altos de la enzima se registraron bajo el uso de enmiendas orgánicas. De manera contraria, en este estudio encontramos que los sitios con fertilización inorgánica muestran valores de actividad enzimática de fosfatasa más altos, y en los sitios con fertilización orgánica e inorgánica es menor. Consideramos que la mayor producción de Fosfatasa en el RI puede ser resultado de la limitación de este elemento, de modo que los microorganismos invierten energía en la producción de fosfatasa para la mineralización de P, pero debido a la baja concentración de C no logran incorporar el nutriente en biomasa. Para evaluar esta posibilidad relacionamos la actividad enzimática con la biomasa microbiana a través de la SEA, concluimos que la comunidad microbiana del RI es poco eficiente en el uso de P porque produce fosfatasa pero es pequeña en biomasa. Lo contrario ocurre en el RT, donde los niveles de Fosfatasa son menores pero la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana evaluada a través de la SEA refleja una comunidad más eficiente, de modo que la comunidad microbiana invierte energía en la segregación de enzimas para la mineralización de P, pero no tiene una limitación de C para llevarlo a cabo y por lo tanto crece más en biomasa.

Actividad metabólica de la comunidad microbiana en dos regímenes de manejo

El metabolismo microbiano del suelo evaluado a través de la relación entre la mineralización potencial de C y la biomasa microbiana (qCO_2) refleja una comunidad microbiana más grande, más activa y más eficiente metabólicamente en el RT con relación al RI. Chávez-Vergara (2015) señala que la eficiencia metabólica de los microorganismos depende de diversos factores, principalmente de la disponibilidad de MO para la comunidad microbiana porque el C posibilita el mantenimiento de su actividad. En el RT

la mayor eficiencia metabólica está promovida por la disponibilidad de C porque permite el mantenimiento de un metabolismo activo, con niveles más altos de mineralización de C, y además crecer en biomasa, reflejado en una comunidad microbiana más grande (C_{mic}). Lo contrario ocurre en el RI donde la eficiencia metabólica es menor, limitada en C y con niveles metabólicos de respiración más bajos y una comunidad microbiana más pequeña. La eficiencia metabólica evaluada a partir del qCO_2 confirma estos procesos y refleja una comunidad microbiana más eficiente respecto al RI. En cultivos agrícolas la conservación de las funciones metabólicas de la comunidad microbiana dependerá de la adición de MO porque ayuda a contrastar los efectos de la adición de fertilizantes inorgánicos. Los fertilizantes inorgánicos actúan como un contaminante porque saturan al suelo, esto limita la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana porque sumado a la ausencia de C inhibe su crecimiento en biomasa, de modo que el tamaño de la comunidad disminuye en relación a la actividad enzimática (Rao et al., 2014). La actividad metabólica que se registró en el RI con niveles tan bajos puede estar relacionada con la adición exclusiva de fertilizantes inorgánicos, porque su adición a largo plazo en ausencia de C ha demostrado afectar la eficiencia metabólica de los microorganismos, y por lo tanto no es una práctica agrícola sostenible. Concluimos que el aporte de C a través de enmiendas orgánicas disminuye el efecto negativo de la intensidad de fertilización y afecta positivamente el metabolismo microbiano.

La actividad enzimática refleja diferentes aspectos del ciclo de C y N; algunos estudios (Panettieri et al., 2014; Nannipieri, 1994; Melero et al., 2008) utilizan la actividad enzimática como un parámetro de rápida respuesta para evaluar cambios específicos en el suelo por efecto del manejo. En este estudio buscamos identificar la respuesta de la actividad enzimática al efecto histórico de dos sistemas de manejo sobre un mismo tipo de suelo bajo las mismas condiciones ambientales. En el caso de Deshidrogenasa (DHA), una enzima que cataliza la degradación oxidativa de la MO y por lo tanto directamente relacionada con la respiración microbiana, fue mayor en el RT lo que refleja una

comunidad microbiana más activa y con niveles energéticos más elevados debido a la disponibilidad de C. La segregación de enzimas asociadas al uso de compuestos de C, tanto lábiles (β -glucosidasa) como recalcitrantes (POX), fue mayor en el RT, al igual que las concentraciones de C y la biomasa microbiana, mientras que en el RI la actividad enzimática de β -glucosidasa y POX fueron menores, al igual que el C y la biomasa. Estas medidas indican que en ambos regímenes hay actividad metabólica de microorganismos asociada a la adquisición de compuestos de C, pero es mayor bajo un régimen de fertilización con incorporación de MO y un arado sin uso de maquinaria. Panettieri et al. (2014) evaluaron específicamente el efecto del arado sobre la actividad enzimática del suelo y señalan, al igual que en este estudio, que la actividad enzimática aumenta con los contenidos de C y biomasa microbiana en el suelo. Por último, para reconocer la eficiencia metabólica de los microorganismos en el uso de sustratos específicos nos enfocamos en la evaluación de la Actividad Enzimática Específica (SEA) (Raiesi y Beheshti, 2014; Chávez-Vergara et al., 2016). Estos datos soportan la hipótesis de que la comunidad microbiana es más eficiente en el RT, porque la comunidad microbiana produce enzimas y al mismo tiempo crece en biomasa; lo contrario ocurre en el RI donde a pesar de la segregación de enzimas la comunidad microbiana es más pequeña en biomasa (Raiesi y Beheshti, 2014).

6.3 Resistencia del suelo

Resistencia al cambio de uso del suelo

La intensidad de manejo es un factor que ha generado pérdidas significativas de C y N en el horizonte superficial del suelo, pero las diferencias son más grandes en el RI donde la disminución de C y N respecto al sitio sin manejo es del 95% y 94% respectivamente. An et al. (2008), reportan que después del CUS las variables químicas afectadas principalmente son el contenido de C y N del suelo en el horizonte superficial, además de que los niveles de pérdida de C y N aumentan con relación al tiempo bajo uso agrícola, de modo que afecta la sostenibilidad de los sistemas agrícolas (Finn et al., 2017; FAO, 2015). En este estudio los dos regímenes de manejo se han desarrollado durante el mismo periodo, de modo que el tiempo no es considerado un factor que pueda marcar la pérdida diferencial de nutrientes entre los sistemas agrícolas y el sitio sin manejo.

El sitio SM, RT y RI tienen distintos niveles de conservación de funciones ecológicas y grados de degradación del suelo distintos. La evaluación de la Rs del RT muestra que el régimen mantiene la mineralización de C, actividad metabólica de microorganismos, crecimiento en biomasa y (qCO_2) y actividad enzimática asociada al ciclo de C, N y P. Esto señala que las prácticas de manejo asociadas al RT como la adición de MO y el arado manual han permitido conservar funciones ecológicas asociadas a la dinámica de nutrientes como la mineralización de C y N. Debido a esto, las diferencias de la Rs entre el sitio SM y el RT está dado por cambios en parámetros físicos y químicos del suelo como pH, densidad aparente, humedad y concentración de cationes. Lo contrario ocurre en el suelo del RI, donde la Rs muestra mayor pérdida de funciones ecológicas a través de una disminución importante en la mineralización de C, actividad metabólica de microorganismos, crecimiento en biomasa, qCO_2 y actividad enzimática asociada al ciclo de C, N y P. Debido a esto los cambios de Rs entre el sitio SM y el RI está dado por la pérdida de funciones ecológicas (figura 26).

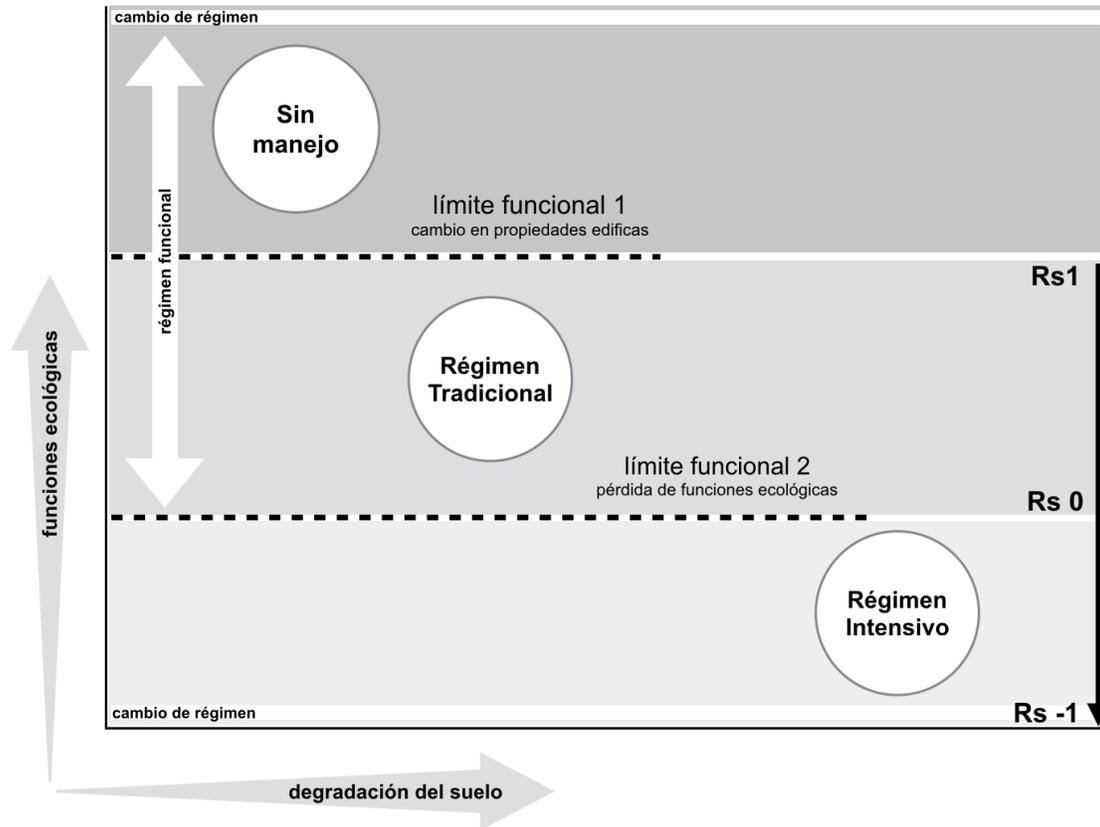


Figura 26. Modelo conceptual del cambio de la Rs del suelo por efecto del régimen de manejo agrícola. La Rs se evaluó entre el los regímenes y el sitio sin manejo, el RT mantuvo valores positivos de Rs y los principales cambios están dados por variación entre las propiedades del suelo. El RI mostró valores más bajos e incluso negativos de Rs y los principales cambios respecto al SM están dados por la pérdida de funciones ecológicas.

Resistencia de la actividad microbiana del suelo al cambio de fertilización

En el experimento encontramos alta resistencia entre los parámetros evaluados del régimen tradicional, a diferencia del régimen intensivo donde la resistencia fue en general menor. Ante esto consideramos que la resistencia encontrada en el RT es efecto del manejo histórico basado en la mezcla de fertilizantes orgánicos e inorgánicos. Rao et al. (2014) señalan que el efecto de la adición de fertilizantes químicos a largo plazo afecta la eficiencia, tamaño y respuesta de los microorganismos del suelo a la adición de fertilizantes de distinta calidad. Esto parece ocurrir en el RI donde la alta variabilidad de las respuestas entre los tratamientos de fertilización aplicados puede tener origen en la

desestabilización del funcionamiento de los microorganismos del suelo porque comúnmente están sometidos a fertilización exclusiva con NPK. El cambio en el tipo de compuestos adicionados a través del uso de abonos orgánicos, y los cambios en la dosis de fertilizante a través del tratamiento mezcla, mostró un efecto significativo sobre la actividad enzimática, la respiración y la eficiencia metabólica de los microorganismos, lo que sugiere una menor Rs al cambio en el suelo del RI. Lo contrario ocurrió en el suelo del RT que no mostró cambios significativos y sugerimos que esto podría estar relacionado con el régimen de fertilización del suelo porque incluye compuestos más diversos como rastrojo, estiércol y NPK; por lo tanto durante el experimento los microorganismos estuvieron sometidos a un cambio en la cantidad de fertilizante utilizado, pero no a un cambio en el tipo de compuestos adicionados.

En este estudio la importancia de la adición de MO sobre la actividad enzimática de los microorganismos del suelo se reflejó en el aumento de la actividad enzimática de β -glucosidasa y POX en el régimen intensivo. El tratamiento con el 100% de adición de residuos orgánicos mostró la respuesta más favorable para el mantenimiento de las funciones de los microorganismos, ya que aumentó los niveles de actividad enzimática y biomasa microbiana, esto refleja un metabolismo microbiano que responde favorablemente a la adición de fertilizante orgánico. Madejón et al. (2016), evaluaron la actividad enzimática en suelos bajo distintos tratamientos de fertilización aumentó con la adición de una enmienda mezcla de residuos vegetales y lodos activados (residuos de plantas de tratamiento de aguas residuales) y señalaron que la adición de este tipo de residuos promueve el crecimiento microbiano, por lo tanto, la segregación de enzimas. En contraste, los tratamientos con el uso exclusivo de fertilizantes inorgánicos o sin fertilizante tienden a disminuir los niveles de actividad enzimática, porque no afectan positivamente el crecimiento de los microorganismos, sobre todo en suelos con bajos contenidos de C. En este caso los tratamientos sin fertilizante disminuyeron la actividad enzimática en el suelo, incluso en el RT que contiene más C respecto al RI. Lo anterior puede indicar que los microorganismos del suelo están condicionados a la adición de algún tipo de fertilizante

para sostener funciones. El resto de los tratamientos mostró algún tipo de cambio sobre la actividad enzimática y biomasa de modo que sin adición de fertilizante orgánico o inorgánico y bajos contenidos de C, la resistencia de los microorganismos disminuye.

El desarrollo de la actividad enzimática como un indicador de la fertilidad del suelo continua siendo un tópico de investigación prioritario que requiere nuevas aproximaciones e ideas (Rao et al., 2014). En este estudio encontramos que la evaluación de la actividad enzimática es un indicador sensible al cambio de fertilización que nos permite inferir procesos ecosistémicos de rápida respuesta como la despolimerización de compuestos de C y la respiración microbiana. Burns et al. (2013), señalan que el vacío de entender las relaciones entre la diversidad genética y la estructura de la comunidad microbiana del suelo y sus funciones podría resolverse estudiando las enzimas extracelulares, ya que permiten relacionar la identidad microbiana a procesos ecosistémicos específicos. La actividad enzimática como una medida aislada muestra que los microorganismos en el RI responden a la adición de fertilizante orgánico al 100% porque aumentan los niveles de β -glucosidasa, a partir de esto podemos señalar que aumenta la despolimerización de compuestos lábiles de C como glucosa, y a partir del aumento en los niveles de POX se registra un aumento en la despolimerización de compuestos de C más complejos en estructura química como la lignina. En los tratamientos del RT no se registró un aumento significativo de los niveles de actividad enzimática por algún tratamiento específico y disminuyó sólo en la ausencia de fertilizante en el tratamiento sin adición.

Un escenario particular ocurre en la actividad enzimática del RT porque los tratamientos de fertilización no tienen un efecto significativo sobre los niveles de actividad enzimática (figura 27). Explicar el origen de este comportamiento en el suelo del RT nos remite señalar que aunque el origen y tipo de compuestos en cada tratamiento de fertilización utilizado durante el experimento es el mismo, las respuestas funcionales en cada suelo podrían seguir trayectorias distintas porque la comunidad de microorganismos es distinta. Wickings et al. (2012), realizaron un experimento de descomposición de

MO utilizando los mismos compuestos sobre distintos suelos, encontraron que durante el proceso de descomposición de MO se expresan diferentes comunidades de microorganismos, por lo tanto parámetros bioquímicos evaluados como la actividad enzimática presentan niveles distintos entre los tratamientos a lo largo del tiempo incluso cuando las medidas se realizan en una misma fecha. El contenido inicial de C y N en el suelo del RT podría ser un marcador importante de las diferencias entre las respuestas de los microorganismos respecto al RI. La caracterización inicial del RI mostró un suelo deficiente de contenido de C y N, de modo que la adición de cualquier compuesto podría expresar diferencias más evidentes en los niveles de actividad enzimática, mientras que el suelo del RT con un contenido más elevado de C y N podría requerir de una adición más elevada para expresar diferencias funcionales. Wickings et al. (2012) señalan que la descomposición diferencial de MO de la misma calidad pero en diferentes suelos puede ser efecto del manejo histórico del sitio, porque esto origina diferencias entre comunidades de microorganismos. Consideramos que identificar las causas que originan el comportamiento diferencial de la actividad enzimática requiere estudiar en detalle la composición de grupos funcionales de microorganismos en el suelo, esto exige nuevas preguntas e hipótesis de futuras investigaciones.

La eficiencia metabólica de los microorganismos (qCO_2) expresada como la relación entre la mineralización potencial de C y la biomasa microbiana muestra ser un indicador sensible a los cambios en el metabolismo de los microorganismos por efecto de la fertilización. Una de las fortalezas más importantes del qCO_2 es que permite integrar dos medidas de metabolismo en una que expresa la eficiencia del gasto de energía por parte de la comunidad microbiana. Por ejemplo, la mineralización potencial de C bajo el tratamiento mezcla en el RT y RI tiene los valores más bajos respecto a los otros tratamientos, esto podría ser interpretado como una baja actividad metabólica, pero al compararla con el crecimiento en biomasa se muestra que los niveles de eficiencia son superiores al resto de los

tratamientos, de modo que la comunidad microbiana bajo el tratamiento mezcla de ambos regímenes de manejo realizó el menor gasto energético que resultó en el mayor crecimiento en biomasa.

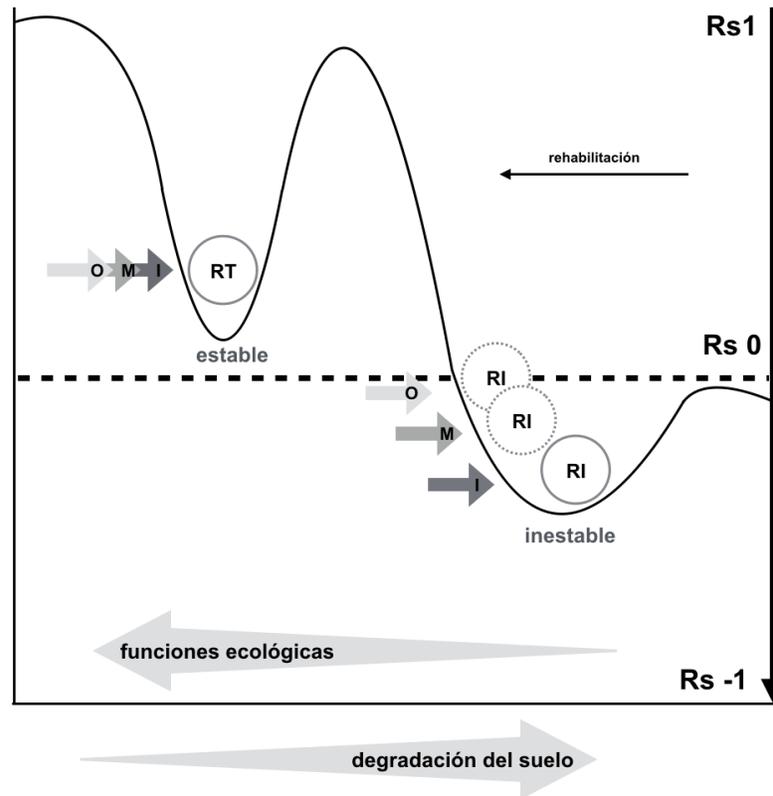


Figura 27. Modelo conceptual del efecto del cambio de fertilización sobre la actividad microbiana del suelo en dos regímenes de agrícola. El modelo presenta un escenario teórico construido a partir de la interpretación de la Rs del suelo a través de parámetros biológicos, en el eje horizontal se observa el comportamiento diferencial entre la degradación del suelo y la conservación de funciones ecológicas, en el eje vertical se observan los valores de Rs del suelo, siendo 1 el máximo escenario de Rs , 0 como un valor medio del indicador y -1 como el mínimo de Rs evaluada. La línea punteada representa el valor medio de la Rs . La evaluación de la Rs en el régimen tradicional (RT) se observa en la cuenca superior donde los tratamientos de fertilización (flechas) no lograron modificar la actividad microbiana del suelo. Lo contrario ocurrió en la evaluación de la RS en el régimen intensivo (RI) que se observa en la cuenca inferior, donde los tratamientos de fertilización (flechas) tuvieron efectos distintos sobre la actividad microbiana y por lo tanto sobre la promoción de funciones ecológicas.

7. CONCLUSIONES

La información derivada de la construcción del régimen de manejo agrícola es distinta de otros estudios realizados en la región central de México (Eakin et al., 2015) porque expone detalles del manejo de la tierra, como el tipo de herramientas, cultivos principales, intensidad de fertilización, tipos de fertilizante y características de los abonos orgánicos utilizados. Además, reconoce la limitada o nula perspectiva que se tiene del conocimiento del suelo en un grupo de agricultores que su trabajo depende directamente de la conservación de las funciones ecológicas del suelo.

Consideramos que exponer información básica del suelo, de sus propiedades y de su importancia sobre el rendimiento agrícola podría ser una forma de intervenir sobre la construcción local de nuevas formas de reconocer y manejar el suelo. Asimismo, exponer la síntesis histórica de la región y de las localidades podría ser una forma de promover el interés entre algunos agricultores de conocer nuevas prácticas, o incluir prácticas locales que asistan sobre la productividad agrícola.

Visibilizar prácticas positivas para la fertilidad del suelo es importante porque tiene implicaciones sobre la sostenibilidad del suelo, en términos ecológicos y productivos. El uso de abonos orgánicos es una de las prácticas que mostró ser positiva sobre la conservación de funciones ecológicas en el régimen tradicional y no es una práctica utilizada en el régimen intensivo. Exponer la necesidad de adicionar materia orgánica al suelo además de fertilizantes químicos podría resultar exitosa si se expone a través de los beneficios que tiene sobre la productividad agrícola.

Evaluar el efecto del manejo agrícola sobre la dinámica de nutrientes y la actividad de la comunidad microbiana permitió visualizar algunos de los efectos que la intensidad del uso de fertilizantes químicos

y el arado mecanizado tienen sobre la conservación de funciones ecológicas del suelo. Consideramos que una fortaleza del diseño experimental en este trabajo es que se evaluó al mismo tipo de suelo bajo las mismas condiciones ambientales pero con una intensidad de manejo agrícola distinta. De modo que el suelo del régimen de manejo intensivo es un reflejo de lo que pasaría con el suelo del régimen tradicional en un lapso de 20-35 años bajo un régimen de manejo que aumente la fertilización química, introduzca el arado mecanizado y elimine la adición de materia orgánica a través de abonos. Esta información es importante para los agricultores, no sólo en la localidad, sino en cualquier escenario agrícola expuesto al cambio de tecnologías para la producción.

Los efectos del tipo de manejo agrícola sobre el suelo pueden ayudar a visualizar el problema de degradación del suelo que hay en la región, al menos ampliando la perspectiva que se tiene del suelo por parte de los agricultores.

La región Izta-Popo presenta un escenario agrícola representativo del centro de México, y a pesar de tener características ambientales homogéneas en toda la región, identificamos que las prácticas agrícolas son distintas entre localidades cercanas de la misma región.

El régimen de manejo agrícola afectó los parámetros físicos, químicos y biológicos del suelo, sin embargo, la magnitud de los efectos dependió del tipo de prácticas asociadas a cada tipo de manejo. Los suelos bajo régimen intensivo presentaron ausencia de horizonte orgánico, mayor compactación y acidez. La intensificación de las prácticas como la fertilización inorgánica y el arado con maquinaria redujo el contenido de nutrientes, el tamaño de la comunidad microbiana y la eficiencia del uso de sustratos específicos asociados a la dinámica de C, N y P. La adición de materia orgánica a través de

abonos orgánicos en el régimen tradicional promueve la fertilidad física, química y biológica del suelo, y mostraron un efecto positivo sobre la resistencia del suelo al cambio de fertilización.

El tipo e intensidad de fertilización química y orgánica afectó la respuesta de la actividad microbiana. Sin embargo, la respuesta de la actividad microbiana al cambio de fertilización está modulada por el efecto histórico del manejo que ha determinado las características físicas, químicas y biológicas del suelo. El tratamiento mezcla con la adición combinada de fertilizante orgánico e inorgánico afectó positivamente la concentración de amonio, la mineralización de C y la eficiencia metabólica de la comunidad microbiana en el RI.

Consideramos que un reto urgente para el desarrollo social y la conservación ambiental es reconocer a la degradación como una oportunidad para asistir sobre ejercicios de rehabilitación de ecosistemas naturales y manejados, los vacíos para lograrlo son teóricos y prácticos, de modo que atender los problemas de degradación desde una perspectiva aplicada y propositiva puede contribuir a generar conocimiento e identificar puntos de encuentro entre diferentes disciplinas científicas.

Por último, establecemos el compromiso de desarrollar una estrategia de comunicación de los resultados de este trabajo dirigida a los agricultores y habitantes de las localidades. Consideramos que en temas de política pública es importante interpretar la información de la tesis en un marco conceptual de conservación biológica por tratarse de la región con el remanente de bosque templado más grande en el centro de México.

REFERENCIAS

Acosta-Martínez, V & Tabatai, M. (2000). Enzyme activities in limed agricultural soil. *Biol Fertil Soils* 31, 85-91.

Addiscott, T., & Dexter, A. (1994). Tillage and crop residue management effects on losses of chemicals from soils. *Soil & Tillage Research*, 30, 125–168.

Aerts, R & Honnay, O. (2011). Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC ecology*, 11:29, 1-10.

Alef, K. (1995). Dehydrogenase activity, in: Alef, K., Nannipieri, P. *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego, California. 228-231.

Alef, K., Nannipieri, P. (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, San Diego, California. 228-231.

An, S., Zheng, F., Zhang, F., Pelt, S. Van, Hamer, U., & Makeschin, F. (2008). Soil quality degradation processes along a deforestation chronosequence in the Ziwuling area, China. *Catena*. 75. 248-256.

Appendinni, K. (2001). *De la milpa a los tortibonos: La reestructuración de la política alimentaria en México*. El Colegio de México. 2 edición. México. 290 páginas.

Barajas. (2007). *Estrategias de reforestación en selvas bajas caducifolias: influencia del uso de acolchados en el establecimiento, sobrevivencia y crecimiento de plantas de especies nativas*. UNAM.

Baldrian P. (2009). Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. *Plant Soil Environment*. 55, 2009 (9): 370-378.

Bautista-Cruz, A., Castillo, R., Etchevers, J., Gutierrez-Castorena, M., Baez, A. (2012). election and interpretation of soil quality indicators for forest recovery after clearing of a tropical montane cloud forest in Mexico. *Forest Ecology and Management*. 277. 74-80.

Beltrán-Paz, O. (2017). *Dinámica de nutrientes del suelo bajo cultivo intensivo de alfalfa en la región ganadera del Valle de Cuatro Ciénegas, Cihuahua*. Tesis Maestría. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Bennett, E & Balvanera, P. (2007). The future of production systems in a globalized world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 4, 191-198.

Bobbink, R., Heil, G., Trigo, N. 2003. Ecology and Man in Mexico's Central Volcanoes Area. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands. 221p.

Bouyocus, G.J. (1962). Direction for making mechanical analysis of soil by hidrometer method. Soil Science. 42. 25-30.

Brady, N.C., Weil, R.R., 2010. Elements of the Nature and Properties of Soils. Pearson Education International, New Jersey.

Burns, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub, M.N., Zoppini, A., 2013. Soil enzymes in a changing environment: current knowledge and future directions. Soil Biol. Biochem. 58, 216–234.

Chapin, F. S. (2009). Principles of Ecosystem Stewardship. (C. Folke, G. P. Kofinas, & F. S. Chapin, Eds.). New York, NY: Springer New York.

Charles-Paré, M., Lafond, J., Pageau, D. (2015). Best management practices in Northern agriculture: A twelve-year rotation and soil tillage study in Saguenay–Lac-Saint-Jean. Soil & Tillage Research. 150. 83-92.

Chávez, J. M. y N. Trigo. 1996. Programa de gestión para el Parque Nacional Iztaccíhuatl–Popocatepetl. Colección Ecología y Planeación. Universidad Autónoma Metropolitana. México. 273 p.

Chávez-Vergara, B. (2015). Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada a dos especies de Quercus sobre la descomposición del mantillo en un bosque Templado Deciduo. Tesis Doctoral. UNAM.

Chen, J., & Stark, J. M. (2000). Plant Species Effects And Carbon And Nitrogen Cycling In A Sagebrush-Crested Wheatgrass Soil. Soil Biol Biochem.

Christensen, B. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulations models of carbon turnover: revision of model structure. Global Environmental Change. Springer. New York. 143-160.

Ciarkowska, K., Solek-Podwika, K., Wiczorek. (2014). Enzyme activity as an indicator of soil-rehabilitation processes at a zinc and lead ore mining and processing area. Journal of environmental Management, 132, 250-256.

CONANP. 2013. Programa Nacional de Áreas Naturales protegidas. Consultado en: http://www.conanp.gob.mx/quienes_somos/pdf/programa_07012.pdf

Curtaz, F., Stanchi, S., D'amico, M. E., Filippa, G., Zanini, E., & Freppaz, M. (2014). Soil evolution after land-reshaping in mountains areas (Aosta Valley, NW Italy).

Das, S.K., Varma, A., (2011). Role of enzymes in maintaining soil health. In: Shukla, G., Varma, A. (Eds.), Soil Enzymology. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 25–42.

Dick, R.P., 1994. Soil enzyme activities as indicators of soil quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicsek, D.F., Stewart, B.A., (Eds.), Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America, Madison, pp. 107-124.

Delgado-Baquerizo, M., Maestre, F. (2013). Biological soil crusts increase the resistance of soil nitrogen dynamics to changes in temperatures in a semi-arid ecosystem. *Plant and Soil Biology*. 366. 35-47.

D'odorico, P. & Ravi, S. (2016). Land degradation and Environmental change. Biological and environmental hazards, risks, and disasters. 219-227

Eakin, H., Appendinni, K., sweeney, S., Perales, H. (2015). Correlates of Maize Land and Livelihood Change Among Maize Farming Households in Mexico. *World Development*. 70. 78-91.

Ekenler, M & Tabatai, M. (2003). Responses of phosphatases and arylsulfatase in soils to liming and tillage systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166,3, 281-290.

Elfstrand, S., Båth, B., & Mårtensson, A. (2007). Influence of various forms of green manure amendment on soil microbial community composition, enzyme activity and nutrient levels in leek. *Applied Soil Ecology*. 36(1). 70–82.

Encuesta Nacional Agrícola (ENA). (2014). Boletín de prensa, número 328/15. Aguascalientes, Ags. 2 páginas.

Etchevers, J., Saynes, V., Sánchez, M. (2015). Manejo sustentable del suelo para la producción agrícola. *Ciencia, Tecnología e Innovación*, 63-79.

Evans, J. (1982). *Plantation forestry in the tropics*. Clarendon Press. Oxford. 403 p.

FAO. (2015). Land degradation. Thematic Report 3.

FAO. (2016). *Understanding Mountains Soils*. FAO. Roma, Italia. 169 p.

Finn, D., Kopittke, P., Dennis, P., Dalai, R. (2017). Microbial energy and matter transformation in agricultural soils. *Soil Biology and biochemistry*. 111. 176-192.

Fioretto A. Papa S., Pellegrino A. & Ferrigno A. 2009. Microbial activities in soils of a Mediterranean ecosystem in different successional stages. *Soil Biology & Biochemistry*. 40.2061-2068.

Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., Walker, B. (2002). Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations. *Journal of the Human Environment*. 31(5). 437-440.

Friedel, J.K., Molter, K., Fischer, W.R., 1994. Comparison and improvement of methods for determining soil dehydrogenase activity by using triphenyltetrazolium chloride and idonitrotetrazolium chloride. *Biol. Fert. Soils* 18, 291-296.

Gamboa, A. (2011). Dinámica del carbono edáfico en ecosistemas templados y bajo diferentes sistemas de uso del suelo, Cofre de Perote (Veracruz). UNAM.

García-Barrios, R., García-Barios, L. (1990). Environmental and Technological Degradation in Peasant Agriculture: A Consequence of Development in Mexico. *World Development*. 18 (11). 1569-1585.

García-Montiel, D. C., & Binkley, D. (1998). Effect of *Eucalyptus saligna* and *Albizia falcataria* on soil processes and nitrogen supply in Hawaii.

García-Oliva, F. (2005). Algunas bases del enfoque ecosistémico en la restauración. *Temas sobre restauración ecológica*. SEMARNAT. 101-112.

Giller, K., Witter, E., Corbeels, M., Tittonell, P. (2009). Conservation agriculture and smallholder farming in Africa: the heretics view. *Field Crop Research*, 114, 23-34.

Gómez-Tovar, L., Martín, L., Gómez-Cruz, M., Mutersbaugh, T. (2005). Certified organic agriculture in Mexico: Market connections and certification practices in large and small producers. *Journal of Rural Studies*. 21. 461-474.

Haig, M. (2014). Land rehabilitation. *Land use and cover soil sciences*. IV. EOLSS.

Haines, R & Naidu, R. (1998). Influence of lime: fertilizer and manure applications on soil organics matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling Agroecosystems*. 51. 123-137.

Hernández-Xolocotzi, E. (1988). La agricultura tradicional en México. *Comercio Exterior*. 38 (8). 673-678.

Holling, C.S., 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4, 1–23.

Holling, C.S., 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. In: P.C., Schulze. (Ed.), *Engineering Within Ecological Constraints*. National Academy Press, Washington DC.

Huffman, E. (1977). Performance of a new automatic carbon dioxide coulometer. *Microchemical Journal*, 22 (4). 567-573.

INEGI (2007). Censo Agrícola, Ganadero y Forestal 2007. Tabulados básicos. Consultado en: http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/proyectos/agro/ca2007/resultados_agricola/default.aspx.

INEGI. (2010). Censo de Población y vivienda 2010. Consultado en: <http://www.censo2010.org.mx/>

INEGI. (2015). Estadísticas a propósito del Día Mundial del Suelo. Datos Nacionales. Diciembre 2015. Aguascalientes, Ags. 9 páginas.

Jarecki M, & Lal, R. (2003). Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 22. 471–502.

Jenkinson, D., Brookes, P, Powlson, D. (2004). Measuring soil microbial biomass. *Soil Biology a & Biochemistry*, 36, 5-7.

Kallenbach, C., & Grandy, A. S. (2011). Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 144, 241–252.

Karlen, D., Tomer, M., Neppel, J., Cambardella. (2008). A preliminary watershed scale soil quality assessment in north central Iowa, USA. *Soil & Tillage research*, 99, 291-299.

Kaye, J. P., Hart, S. C., Fulé, P. Z., Covington, W. W., Moore, M. M., & Kaye, M. W. (2005). initial carbon, nitrogen, and phosphorus fluxes following ponderosa pine restoration treatments. *Ecological Applications*, 15(5), 1581–1593.

Khaliq, A., Kaleem Abbasi, M., & Jammu, A. (2014). Improvements in the physical and chemical characteristics of degraded soils supplemented with organic–inorganic amendments in the Himalayan region of Kashmir, Pakistan.

Li, S., Li, H., Yang, C., Wang, Y., Xue, H., Niu, Y. (2016). Rates of soil acidification in tea plantations and possible causes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 233. 60-66.

Lima, R., da Silca, A., Giarola, N., da Silva, A., Rolim, M. (2017). Changes in soil compaction indicators in response to agricultural field traffic. *Biosystems Engineering*. 162. 1-10.

Liu, C., Lu, M., Cui, J., Chang, C. (2014). Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20, 1366–1381.

Liu, Z., Rong, Q., Zhou, w., Liang, G. (2017). Effects of inorganic and organic amendment on soil chemical properties, enzyme activities, microbial community and soil quality in yellow clayey soil. *Plos ONE*. 12 (3).

Ludwig, M., Wilmes, P., Schrader, S. (2017). Measuring soil sustainability via soil resilience. *Science of the Total Environment*. *In press*.

Luo, Z., Wang, E., & Sun, O. J. (2010). Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma*, 155, 211–223.

Martin, M., reyes, M., Taguas, J. (2017). Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. *Geoderma*. 287. 66-70.

McAfee, K. (2017). Beyond techno-science: Transgenic maize in the fight over Mexico's future. *Geoforum*. 39. 148-160.

McGuire, K.L., Treseder, K.K., (2010). Microbial communities and their relevance for ecosystem models: decomposition as a case study. *Soil Biol. Biochem*. 42, 529–535.

Melero, S., Vanderlinden, K., Ruiz, J.C., Madejon, E., 2008. Long-term effect on soil biochemical status of a vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. *European Journal of Soil Biology* 44, 437e442.

Montaño, N., García-Olica, F., Jaramillo, V. (2007). Dissolved organic carbon affects soil microbial activity and nitrogen dynamics in a Mexican tropical deciduous forest. *Plant Soil*. 295. 265-277.

Monteiro, F.N. Ferreira, N.M.M. de Oliveira, A.K. Ávila . Simplified version of the sodium salicylate method for analysis of nitrate in drinking waters. *Analytica Chimica Acta* 477 (2003). 125-129.

Nannipieri, P., 1994. The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R., Grace, P.R. (Eds.), *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. Cipro Publication, Australia, pp. 238e244.

Orwin, K.H., Wardle, D.A. (2004). New indices for quantifying the resistance and resilience of soil biota to exogenous disturbances. *Soil Biology and Biochemistry*. 36. 1907-1912.

Palacio-Rangel, M., Ocampo-Ledesma, J. (2015). Los tractores agrícolas de México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, núm. 4, noviembre-diciembre, 2012, pp. 812-824

Pastor, J., Aber, D., McClaugherty, C., Melillo, J. (1984) Above- ground production and N and P cycling along a nitrogen mineralization gradient on Blackhawk Island, Wisconsin. *Ecology*. 65. 256-268.

Panettieri, M., Knicker, H., Murillo, J., Madejón, E., Hatcher, P. (2014). Soil organic matter degradation in an agricultural chronosequence under different tillage regimes evaluated by organic matter pools, enzymatic activities and CPMAS 13C NMR. *Soil Biology and Biochemistry*. 78. 170-181.

Paul, E. Y Clark, F. (1996). *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press: 2nd Edition. San Diego, California. 340 páginas.

Pickett, P.S., White, S.T.A., 1985. *The Ecology Of Natural Disturbance And Patch Dynamics*. Academic Press, New York.

Pimm, S.L., 1984. The complexity and the stability of ecosystems. *Nature* 307, 321–326.

Peña-Ramírez, V.M. (2013). Dinámica de la calidad de sitio a través de una cronosecuencia volcánica y sus implicaciones para la calidad forestal. UNAM.

Raiesi, F. (2012). Land abandonment effect on N mineralization and microbial biomass N in a semi-arid calcareous soil from Iran. *Journal of Arid Environments*.

Rao, M., Acevedo, F., Diez, M., Gianfreda, I. (2014). Enzymes as useful tools for environmental purposes. *Chemosphere*. In Press.

Robertson, P., Coleman, D., Bledsoe, C., Sollins, P. (1999). *Estándar soil methods for long-term ecological research (LTER)*. University Press, Oxford, New York. 258-271.

Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. CONABIO. México. 504 p.

Schlichting, E. y H. P. Blume. 1966. *Bodenkundliches Praktikum*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.

Schmidt, M. W. I., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. a, ... Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49–56.

Siebe, C., Jahn, R y Stahr, K. (2006). *Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo*. México : Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. 58 p.

Tabatabai, M.A., (1982). Soil enzymes. In: Page, A.L., Miller, E.M., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analyses. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, 903-947.

Tarrasón, D., Ravera, F., Reed, M., Dougill, A., & Gonzalez, L. (2015). Land degradation assessment through an ecosystem services lens: Integrating knowledge and methods in pastoral semi-arid systems.

Tang, X., Liu, X., Hashi, M., Brookes, P. (2013). Effects of inorganic and organic amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil. *Chemosphere*. 119. 177-183.

Trilleras, J. M., Jaramillo, V. J., Vega, E. V., & Balvanera, P. (2015). Effects of livestock management on the supply of ecosystem services in pastures in a tropical dry region of western Mexico. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211(October), 133–144.

Vance, E., Brookes, P., Jenkinson, D. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem*, 19, 703-707.

Van Reeuwijk, L. P. 1992. Procedures for Soil Analysis. International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), Technical Paper No. 9, third Edition, Wageningen, The Netherlands.

Vinton MA & Burke I (1995) Interactions between individual plant species and soil nutrient status in shortgrass steppe. *Ecology*. 76. 1116-113.

Vu, Q. M., Le, Q. B., Frossard, E., & Vlek, P. L. G. (2014). Socio-economic and biophysical determinants of land degradation in Vietnam: An integrated causal analysis at the national level. *Land Use Policy*, 36, 605–617.

Warman, A. (1985). El cultivo de maíz en México: diversidad, limitaciones y alternativas, seis estudios de caso. Centro de Ecodesarrollo. México. 104 páginas.

Warman, A., Montañez A. (1990). Los productores de maíz en México: restricciones y alternativas, Cecodes, México.

Warren, A. (2002). Land degradation is contextual. *Land degradation and development*. 13. 449-459.

Wickings, K., Stuart, A., Reed, S., Cleveland, C. (2012). The origin of litter chemical complexity during decomposition. *Ecology Letters* 15. 1180-1188.

WRB. World reference base for soil resources (2014). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps.

Yan, T., Yang, L., Campbell, C. (2003). Microbial biomass and metabolic quotient of soils under different land use in the Three Gorges Reservoir area. *Geoderma*. 115. 129-138.

Zhang, K., Dang, H., Tan, S., Wang, Z., & Zhang, Q. (2010). Vegetation community and soil characteristics of abandoned agricultural land and pine plantation in the Qinling Mountains, China. *Forest Ecology and Management*, 259, 2036–2047.

Zhao, G., Mu, X., wen, Z., Wang, F. Gao, P. (2013). Soil erosion conservation, and ecoenvironment changes in the loess plateau of China. *Land Degradation Development*, 24, 499-510.

Zhu, B., Li, Z., Li, P., Liu, G., Xue, S., 2010. Soil erodibility, microbial biomass, and physical-chemical property changes during long-term natural vegetation restoration: a case study in the Loess Plateau, China. *Ecol. Res.* 25. 531-541.

Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, V., Gómez, I., 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2079-2087.