



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

---

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN PARA EL DESARROLLO  
INTEGRAL REGIONAL UNIDAD OAXACA**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE  
RECURSOS NATURALES**

**PROTECCIÓN Y PRODUCCIÓN VEGETAL**

**INDICADORES EDÁFICOS BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO EN UN  
ECOSISTEMA ORIGINALMENTE OCUPADO POR BOSQUE MESÓFILO DE  
MONTAÑA**

**TESIS**

**PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN CIENCIAS**

**PRESENTA**

**MARISOL RAMÍREZ LÓPEZ**

**DIRECTORA DE TESIS**

**DRA. MARTHA ANGÉLICA BAUTISTA CRUZ**

**SANTA CRUZ XOXOCOTLÁN, OAXACA**

**DICIEMBRE 2019**



# INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

## ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca siendo las 11:10 horas del día 21 del mes de octubre del 2019 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de la Tesis, designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CIIDIR OAXACA para examinar la tesis titulada:  
Indicadores edáficos bajo diferentes usos del suelo en un ecosistema originalmente ocupado por bosque mesófilo de montaña.

Presentada por el alumno:

Ramírez López  
Apellido paterno Apellido materno  
Nombre(s): Marisol

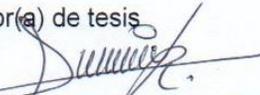
Con registro: 

B	1	7	0	4	2	3
---	---	---	---	---	---	---

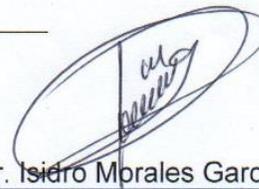
Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales  
Después de intercambiar opiniones, los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

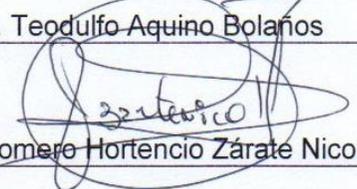
### LA COMISIÓN REVISORA

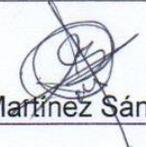
Director(a) de tesis

  
Dra. Martha Angélica Bautista Cruz

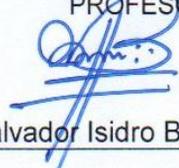
  
Dr. Teodulfo Aquino Bolaños

  
Dr. Isidro Morales García

  
Dr. Baldomero Hortencio Zárate Nicolás

  
Dr. David Martínez Sánchez

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE  
PROFESORES

  
Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez

  
ESTADOS UNIDOS MEXICANOS  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

**CARTA CESION DE DERECHOS**

En la Ciudad de Oaxaca el día 21 del mes de octubre el año 2019, el (la) que suscribe Marisol Ramírez López alumno(a) del Programa de Maestría en Ciencias en Conservación y Aprovechamiento de Recursos Naturales con número de registro B170423, adscrito a Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección de la Dra. Martha Angélica Bautista Cruz y cede los derechos del trabajo titulado: **Indicadores edáficos bajo diferentes usos del suelo en un ecosistema originalmente ocupado por bosque mesófilo de montaña** al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **rl.marysol@gmail.com**. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



Marisol Ramírez López

CENTRO INTERDISCIPLINARIO  
DE INVESTIGACIÓN PARA EL  
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL  
C.I.I.D.I.R.  
UNIDAD OAXACA  
I.P.N.

Nombre y firma

## *Dedicatoria*

*A mi hermano Diego Ramírez García, y a todos aquellos que de alguna manera participaron en el desarrollo de esta Tesis.*

## ***Agradecimientos***

*Al Instituto Politécnico Nacional, CIIDIR Oaxaca, CONACYT y BEIFI por las becas otorgadas durante la maestría, gracias a dicho apoyo esta investigación fue posible.*

*A la Dra. Martha Angélica Bautista Cruz por brindarme su amistad, alentarme siempre en mi formación profesional, por sus valiosas enseñanzas, su confianza y apoyo para la realización de mi tesis.*

*Al Dr. Teodulfo Aquino Bolaños, Dr. Baldomero H. Zárate Nicolás, Dr. Isidro Morales García y Dr. David Martínez Sánchez por sus sugerencias y consideraciones para corregir el escrito final, por sus valiosas aportaciones para mejorar este trabajo.*

*A la M.C Verónica del Carmen Gallegos por su colaboración durante el trabajo en el laboratorio, por compartir sus conocimientos sobre los análisis de las propiedades edáficas, por su confianza, apoyo y amistad.*

*Al M.C Camilo Julián Caballero por brindarme su apoyo incondicional y sus conocimientos sobre el programa R studio, herramienta clave para el análisis de los datos obtenidos.*

*Al Dr. Celerino Robles Pérez, por permitirme un espacio en el laboratorio de suelos para realizar los análisis correspondientes a mi trabajo de investigación y también por ese ejemplo de maestro que siempre mantuvo el entusiasmo por transmitir sus conocimientos.*

## ÍNDICE GENERAL

<b>Introducción .....</b>	<b>10</b>
<b>Materiales y métodos .....</b>	<b>14</b>
<b>Área de estudio.....</b>	<b>14</b>
<b>Colecta y procesamiento de las muestras de suelo.....</b>	<b>15</b>
<b>Análisis del suelo .....</b>	<b>18</b>
<b>Propiedades físicas. ....</b>	<b>18</b>
<b>Propiedades químicas.....</b>	<b>18</b>
<b>Propiedades biológicas. ....</b>	<b>18</b>
<b>Selección de indicadores de calidad del suelo.....</b>	<b>19</b>
<b>Tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo seleccionados.....</b>	<b>19</b>
<b>Desarrollo de un índice de calidad del suelo .....</b>	<b>20</b>
<b>Propiedades edáficas en los sitios de estudio .....</b>	<b>21</b>
<b>Indicadores de calidad del suelo .....</b>	<b>23</b>
<b>Tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo .....</b>	<b>23</b>
<b>Índice de la calidad del suelo .....</b>	<b>25</b>
<b>Discusión .....</b>	<b>26</b>
<b>Conclusiones.....</b>	<b>31</b>
<b>Referencias .....</b>	<b>32</b>

## ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Localización de los sitios de estudio.....	12
<b>Cuadro 2.</b> Clases de calidad de suelos según Cantú <i>et al.</i> (2007).....	16
<b>Cuadro 3.</b> Propiedades del suelo medidas en los sitios de estudio.....	18
<b>Cuadro 4.</b> Valor de los indicadores normalizados e índice de calidad del suelo para cada sitio.....	21
<b>Cuadro 5.</b> Clases de calidad de suelos en los sitios de estudio en Huautla de Jiménez, Oaxaca, México.....	22

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Suelos dominantes en Huautla de Jiménez, Oaxaca, México.....	11
<b>Figura 2.</b> Sitios de muestreo de suelos en el municipio de Huautla de Jiménez, Oaxaca, México.....	13
<b>Figura 3.</b> Gráficas de control de los indicadores de calidad del suelo.....	20

## Resumen

El cambio de uso del suelo de forestal a agrícola afecta la calidad edáfica y altera el equilibrio ecológico. Por ello es necesario evaluar la calidad del suelo mediante propiedades que puedan ser útiles como indicadores de su calidad. Los objetivos de este trabajo fueron (i) seleccionar un conjunto mínimo de indicadores de calidad del suelo (ICS) en un área originalmente ocupada por bosque mesófilo de montaña (BMM) en el municipio de Huautla de Jiménez, Oaxaca, México, (ii) conocer la tasa de recuperación de los ICS seleccionados y, (iii) integrar estos indicadores en un índice de calidad del suelo que permita conocer el estado actual de este recurso durante la recuperación del BMM. Para ello se seleccionaron cuatro sitios: dos bosques secundarios de 6 y 20 años posteriores al abandono (BS1 y BS2), una zona agrícola con maíz (ZC) y un bosque secundario no alterado desde hace 31 años, que constituyó el sistema de referencia (BR). En cada sitio se colectaron cinco muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm. Las propiedades edáficas seleccionadas como ICS fueron carbono orgánico (CO), pH, P disponible, contenido de  $\text{NO}_3^-$ , actividad de fosfatasa alcalina (FAL), actividad de  $\beta$ -glucosidasa (BG), carbono recalcitrante (CR) e índice de recalcitrancia del carbono (IRC). El cambio de uso del suelo de forestal a agrícola afectó negativamente el contenido de CO, actividad de FA, CR e IRC. El CO, CR, IRC, contenido de  $\text{NO}_3^-$ , actividad de FAL, actividad de BG y pH mostraron una tasa lenta de recuperación después de la conversión del BMM. Mientras que el contenido de  $\text{NO}_3^-$  y el pH no mostraron un patrón definido de cambio durante la recuperación del BMM. El índice de calidad del suelo en el BR se ubicó en la clase de muy alta calidad, en tanto que en el BS1, ZC y BS2 se ubicó en la clase de déficit de calidad. Después de 20 años desde la última perturbación la mayoría de los ICS en los bosques secundarios aún no se encuentran en los intervalos definidos para estos indicadores en el BR, lo que permite inferir que se requieren períodos mayores a 30 años para alcanzar una buena calidad del suelo en los sitios de estudio. Por ello, las prácticas de manejo deben considerar el mantenimiento de bosques de diferentes edades, que incluyan al menos 30 años.

**Palabras clave:** agricultura,  $\beta$ -glucosidasa, cambio de uso del suelo, carbono orgánico, carbono recalcitrante, índice de recalcitrancia del carbono, suelo forestal

## **Abstract**

The change in land use from forestry to agricultural affects edaphic quality and alters the ecological balance. Therefore it is necessary to evaluate the soil quality through properties that can be useful as indicators of its quality. The objectives of this work were to (i) select a minimum data set of soil quality indicators (SQI) in an area originally occupied by tropical montane cloud forest (TMCF) in Huautla de Jiménez, Oaxaca, México, (ii) know the recovery rate of the selected SQI and (iii) integrate these indicators into a soil quality index that allows to know the current status of this resource during the recovery of the TMCF. For this, four sites were selected: two secondary forests of 6 and 20 years after abandonment (BS1 and BS2), an agricultural area with corn (ZC) and a secondary forest not altered for 31 years, which constituted the reference system (BR). At each site five soil samples were collected at a depth of 0-20 cm. The edaphic properties selected as SQI were organic carbon, pH, available P,  $\text{NO}_3^-$  content, alkaline phosphatase activity,  $\beta$ -glucosidase activity, recalcitrant carbon and carbon recalcitrance index. The change in land use from forestry to agricultural affected negatively the organic carbon content, alkaline phosphatase activity, recalcitrant carbon and carbon recalcitrance index. Organic carbon, recalcitrant carbon, carbon recalcitrance index,  $\text{NO}_3^-$  content, alkaline phosphatase activity,  $\beta$ -glucosidase activity, and pH showed a slow recovery rate after TMCF conversión. While the  $\text{NO}_3^-$  content and pH did not show a definite pattern of change during TMCF recovery. The soil quality index in BR was in the very high quality class, while in BS1, ZC and BS2 it was in the quality deficit class. After 20 years since the last disturbance, the majority of the SQI in the secondary forests are not yet in the intervals defined for these indicators in the BR, which allows to infer that periods greater than 30 years are required to achieve a good quality of the soil in the study sites. Therefore, management practices should consider the maintenance of forests of different ages, which include at least 30 years.

**Keywords:** agriculture,  $\beta$ -glucosidase, land use change, organic carbon, recalcitrant carbon, carbon recalcitrance index, forest land

## **Introducción**

En México, el Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) ocupa sólo 0.4-1.0% de la superficie nacional, no obstante, presenta la mayor densidad de biodiversidad (Challenger y Soberón, 2008; González-Espinosa *et al.*, 2012; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012; Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2014; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2017). Los BMM de la región neotropical se caracterizan por la frecuente presencia de nubes y neblina, así como por la presencia de una proporción alta de epífitas y una correspondiente reducción de lianas leñosas (Brown y Kappelle, 2001; González-Espinosa *et al.*, 2011; Toledo-Aceves *et al.*, 2011). Su distribución en general es fragmentada y discontinua en México, González-Espinosa *et al.* (2011) indicaron que las mayores extensiones de BMM en México se encuentran en la Sierra Madre Oriental, la Sierra Norte de Oaxaca, la Sierra Madre del Sur, las Montañas del Norte de Chiapas y la Sierra Madre de Chiapas. Estos bosques también ofrecen importantes servicios ecosistémicos, como la captura de carbono y el abastecimiento de agua (Martínez *et al.*, 2009; González-Espinosa *et al.*, 2012; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). A pesar de su importancia, el BMM es uno de los ecosistemas más frágiles a nivel planetario debido a procesos de degradación por el uso excesivo y su conversión en sistemas agrícolas y campos de pastoreo (Martínez *et al.*, 2009; González-Espinosa *et al.*, 2011; Toledo-Aceves *et al.*, 2011; González-Espinosa *et al.*, 2012; Calderón-Aguilera *et al.*, 2012). Aproximadamente 50% de su superficie original ha sido remplazada por otros tipos de cobertura relacionados con el cambio de uso de suelo de forestal a agrícola (CONABIO, 2010). En el municipio de Huautla de Jiménez, Oaxaca (México), el BMM ocupa una menor extensión en estado primario, en cambio, predominan los bosques en estado secundario arbóreo y arbustivo (CONABIO, 2010). El cambio de uso de suelo en esta región ha sido en gran parte a agricultura de temporal

realizada en laderas, principalmente con la siembra de café, maíz y frijol de auto subsistencia (Nahmad *et al.*, 2010).

Las tendencias de cambio de uso de suelo exigen acciones que generen un diagnóstico y estudio del estado actual del suelo mediante la obtención de indicadores de calidad edáfica. La evaluación de la calidad del suelo mediante herramientas cuantitativas como los indicadores de calidad edáfica es fundamental para mantener el equilibrio del ecosistema ya que el sistema suelo cumple funciones esenciales para éste, además de ser un recurso que cubre las necesidades de una población en rápido crecimiento. Los indicadores de calidad edáfica o indicadores de calidad del suelo se conciben como una herramienta de medición que ofrece información sobre sus propiedades, procesos y características. Por lo tanto, un indicador de la calidad del suelo es una propiedad mensurable que influye en la capacidad de un suelo para llevar a cabo una función dada (Schjønning *et al.*, 2004; Bastida *et al.*, 2008).

Schjønning *et al.* (2004) señalaron que el término “calidad” implica un juicio de valor, es decir, un grado de importancia; así la calidad del suelo se refiere a alguna medida de una propiedad o función del suelo (bueno/malo, bajo/alto, etc.). La calidad del suelo integra propiedades intrínsecas y dinámicas del suelo así como las interacciones entre ellas, influenciadas por el uso y manejo del suelo (Karlen *et al.*, 2001). Blanco-Canqui y Lal (2008) definieron calidad del suelo como “la capacidad del suelo para amortiguar las perturbaciones antropogénicas, mantener la productividad, moderar los contaminantes, proteger las cuencas hídricas y mejorar la calidad del agua y del aire”. Actualmente, la calidad del suelo se define como la capacidad de un suelo para funcionar adecuadamente en ecosistemas naturales o manejados, para sustentar la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud vegetal, animal, y humana (Zuber *et al.*, 2017; Dilly *et al.*, 2018; Vincent *et al.*, 2018); y es un componente crítico para la producción vegetal (Pieralli *et al.*, 2017). Las funciones del suelo son una agregación de diversos procesos, por ejemplo, la descomposición de materia orgánica, el ciclo de nutrientes, retención y liberación de agua; y la regulación de las poblaciones biológicas (Riches *et al.*, 2013). Dado que la naturaleza del suelo es compleja y existe

un número extraordinariamente grande de propiedades del suelo que pueden ser determinadas, se deben seleccionar los atributos que son más apropiados para implementar prácticas de manejo sustentable del suelo (Bastida *et al.*, 2008). Los indicadores de calidad del suelo se agrupan en conjuntos de datos mínimos que comprenden los “indicadores clave” relacionados con las funciones del suelo relevantes para los objetivos de manejo de este recurso (Govaerts *et al.*, 2006; Rezaei *et al.*, 2006; Riches *et al.*, 2013). Estos atributos del suelo se pueden clasificar en tres agrupaciones extensas: indicadores físicos, químicos y biológicos (Raiesi y Kabiri, 2016; Örvar *et al.*, 2016; Zuber *et al.*, 2017). La mayoría de los atributos físicos y químicos del suelo son permanentes en el tiempo (parámetros inherentes) y están determinados por factores ambientales como el material parental y la topografía (Karlen *et al.*, 2001; Riches *et al.*, 2013). En contraste, los atributos biológicos y algunos físicos son dinámicos y constantemente sensibles a los cambios en las condiciones del suelo y en las prácticas de manejo (parámetros dinámicos) (Bastida *et al.*, 2008). Estos últimos parecen ser muy propensos a diferentes prácticas de conservación y manejo de suelos agrícolas como la no labranza, enmiendas orgánicas y rotación de cultivos (Riches *et al.*, 2013). Varios autores coinciden que la selección de los atributos de los indicadores de calidad del suelo se deben basar en (Nortcliff, 2002; Bastida *et al.*, 2008; Guimarães *et al.*, 2016): a) uso del suelo; b) función del suelo; c) fiabilidad de la medición; d) variabilidad espacial y temporal; e) sensibilidad a los cambios en el manejo del suelo; f) relacionar la calidad del suelo con otros componentes del sistema, es decir, comparabilidad en el monitoreo de sistemas; y g) facilidad para su uso e interpretación.

Seleccionar indicadores de calidad de un suelo y medir su valor es de escasa utilidad, si no se desarrollan simultáneamente criterios que permitan su integración e interpretación. Valorar la calidad de un suelo, empleando una sola propiedad no es suficiente ni adecuado, es preferible contar con un sistema para combinar la información que proporcionan los diferentes indicadores y generar un índice que integre en un solo valor la calidad del suelo y pueda ser fácilmente calculado e interpretado (Halvorson *et al.*, 1996; Cantú *et al.*, 2007). En el caso de los índices de calidad del suelo como en cualquier otro índice, se trata de buscar ciertos parámetros que permitan generar un valor que, independientemente de la naturaleza de los elementos empleados en su generación, permitan establecer una idea del estado de la calidad del suelo. Estos

indicadores deben generar información útil para la toma de decisiones referentes al manejo y las medidas preventivas y/o correctivas que eviten que la calidad del suelo se siga degradando o deteriorando.

Escasos estudios han generado indicadores e índices de calidad del suelo en México. Para el estado de Oaxaca, los estudios sobre calidad del suelo son aún incipientes, se pueden citar algunos como el de Estrada-Herrera *et al.* (2017) quienes mediante la metodología propuesta por Cantú *et al.* (2007) seleccionaron la materia orgánica, fósforo extraíble, potasio y magnesio intercambiables como indicadores edáficos que definieron el estado actual de la fertilidad de los suelos y evidenciaron su degradación en la Mixteca Alta Oaxaqueña. Bautista-Cruz *et al.* (2012) revelaron mediante un análisis de componentes principales que el carbono orgánico, pH, fósforo disponible, espesor del horizonte O y aluminio intercambiable, pueden ser útiles como indicadores de calidad del suelo durante la regeneración de un BMM en la Sierra Norte del estado de Oaxaca. Bautista-Cruz *et al.* (2011) seleccionaron como indicadores potenciales de la calidad del suelo al carbono orgánico, pH, carbono de la biomasa microbiana y magnesio intercambiable en agroecosistemas de *Agave angustifolia* Haw. en el Distrito de Tlacolula, Oaxaca.

Los objetivos de este trabajo fueron (i) seleccionar un conjunto mínimo de indicadores de calidad del suelo en un área originalmente ocupada por BMM en el municipio de Huautla de Jiménez, Oaxaca, México, (ii) conocer la tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo seleccionados y, (iii) integrar estos indicadores en un índice de calidad del suelo que permita conocer el estado actual de este recurso en la zona de estudio.

## Materiales y métodos

### Área de estudio

El área de estudio está ubicada en la Sierra Norte del estado de Oaxaca, México en el Municipio de Huautla de Jiménez (18°03' y 18° 25' latitud norte a 96° 44' y 96°53' longitud oeste). La temperatura media anual en la región es de 17° C, presenta un clima templado húmedo con lluvias a lo largo del año C(f) con una precipitación promedio anual de 2,602 mm (Lorea y Munn, 2005). Los suelos dominantes son Cambisol dístico, Rendzina, Luvisol crómico y órtico (Figura 1). El uso del suelo y vegetación es agrícola (60.81%), forestal (35.11%) y selva (4.08%). La agricultura manual continua es de 4.93% y las zonas no aptas para la agricultura ocupan el 95.07% (INEGI, 2005). La vegetación original era BMM el cual fue convertido a campos agrícolas mediante el sistema de roza-tumba y quema. Se identificaron cuatro sitios con diferente cubierta vegetal (Figura 2). Un bosque medianamente conservado, el cual se consideró el sistema de referencia (bosque de referencia, BR) pues representa la situación más próxima a un suelo natural o prístino (Doran y Parkin, 1994), no alterado desde hace 31 años de acuerdo con el mapa de uso de suelo y vegetación (CONABIO, 1988; CONABIO, 2017) con dominancia de coníferas (*Pinus patula*). Un bosque secundario (BS2) con aproximadamente 20 años de haber sido perturbado que incluye *Alnus acuminata* asociado a *Coffea arabica* L. en donde anteriormente aplicaban fertilizantes químicos (urea y fosfato) y abonos orgánicos (estiércoles) para su mantenimiento. Un suelo bajo uso agrícola desde hace 10 años que sustenta cultivos de maíz (*Zea mays* L.) cuyo manejo implica labranza cero, sin pesticidas ni fertilizantes, quema de rastrojos. Un bosque secundario (BS1) con aproximadamente 6 años de haber sido perturbado que incluye especies leñosas y herbáceas como *Persea* sp., *Pisidium* sp., *Alnus acuminata*., *Yucca* sp. y *Polypodium* sp.

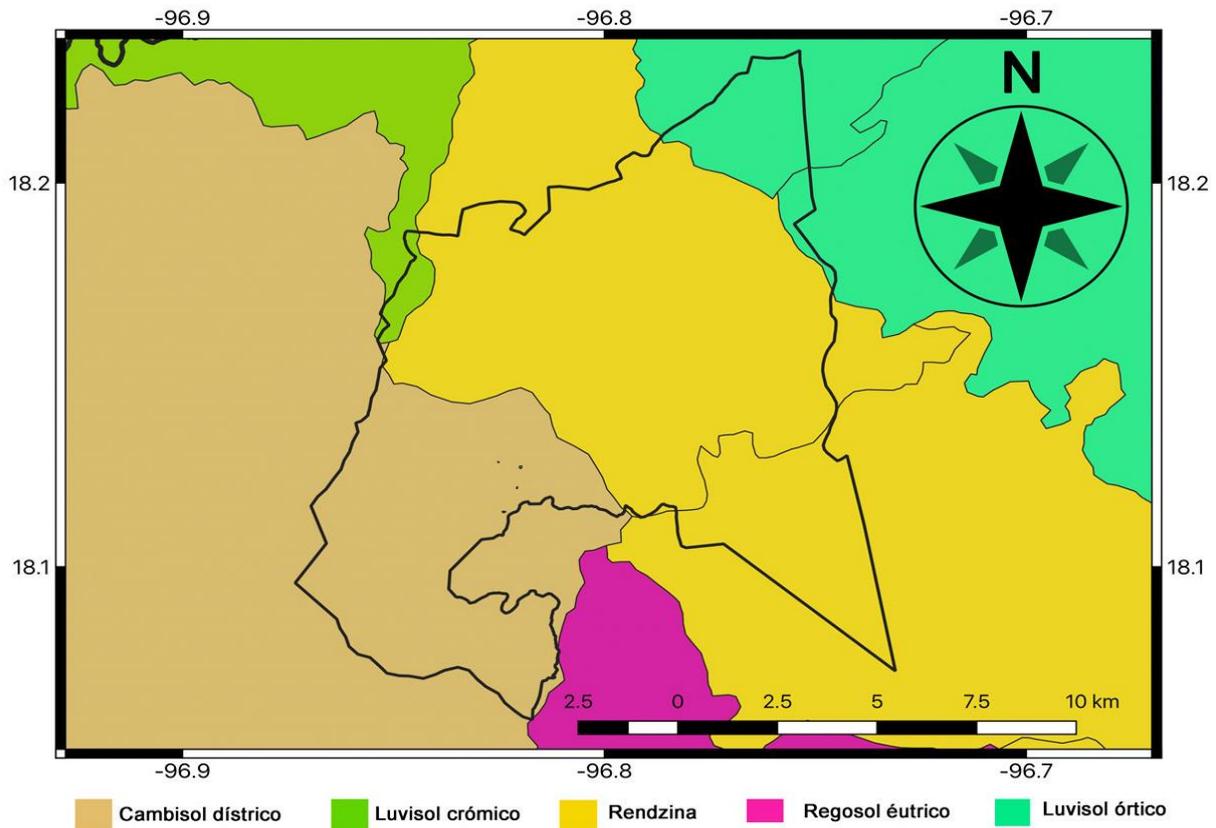


Figura 1. Suelos dominantes en Huautla de Jiménez, Oaxaca, México. Escala 1:53877. Fuente: INIFAP CONABIO (1995)

### Colecta y procesamiento de las muestras de suelo

En cada sitio se delimitó una parcela con una superficie aproximada de 0.4 ha (Cuadro 1). Durante el mes de diciembre de 2017, en cada sitio se colectaron cinco muestras de suelo a una profundidad de 0-20 cm, una muestra en el centro de la parcela y las otras cuatro en dirección de los puntos cardinales con una distancia aproximada de 30 m entre cada punto de muestreo (Webster y Oliver, 1990; Dick *et al.*, 1996). Las muestras de suelo para los análisis físicos y químicos se almacenaron a temperatura ambiente, previamente se secaron en condiciones de invernadero (temperatura de día 26 a 36 °C, temperatura de noche 18 a 20 °C) durante 72 h y se tamizaron a través de una malla de 2 mm de abertura para después homogeneizarse por el método de cuarteo. Una submuestra de 100 g de suelo fresco se seleccionó para el

análisis de las propiedades biológicas, esta submuestra se mantuvo a 4-6°C en un congelador hasta el momento de su análisis de acuerdo con las recomendaciones de Lee *et al.* (2007).

Cuadro 1. Localización de los sitios de estudio

Sitios	Localización geográfica		Altitud (m)
Bosque de referencia	18° 6'51.34"N	96°49'25.82"O	2073
Bosque secundario1	18° 7'14.23"N	96°49'14.63"O	1973
Zona de cultivo	18° 7'33.78"N	96°49'11.71"O	1942
Bosque secundario 2	18° 7'38.14"N	96°49'30.65"O	1812



## Análisis del suelo

Propiedades físicas. La densidad aparente (DA) se determinó con el método del cilindro (Klute, 1986) con las modificaciones de Etchevers (com. pers.) para incluir volumen de piedras y raíces.

Propiedades químicas. El pH del suelo se determinó en una relación 1:2 suelo /agua desionizada a través del método AS-02 de la NOM-021-RECNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). El contenido de carbono orgánico (CO) en el suelo se cuantificó mediante el método oxidación húmeda de Walkley y Black (Nelson y Sommers, 1982), basado en la oxidación del carbono orgánico con dicromato de potasio ( $K_2Cr_2O_7$ ) en medio ácido. La determinación del contenido de nitrato ( $NO_3^-$ ), así como de calcio ( $Ca^{2+}$ ) y potasio ( $K^+$ ) intercambiables se realizó mediante un electrodo selectivo de iones (medidor de iones LAQUA twin). La determinación del P disponible se realizó a través del método AS-11, por el procedimiento de Bray y Kurtz para suelos ácidos (SEMARNAT, 2002).

Propiedades biológicas. El carbono de la biomasa microbiana (CBM) se cuantificó a través del procedimiento de fumigación-extracción con  $K_2SO_4$  0.5 M (Vance *et al.*, 1987). La fracción no fumigada se consideró como el carbono extraíble del suelo (CES). El carbono recalcitrante y el carbono lábil se cuantificaron mediante el método de hidrólisis ácida de Rovira y Vallejo (2007). El índice de recalcitrancia (IRC) para el carbono ( $IRC = \text{Carbono recalcitrante} \times 100 / \text{carbono orgánico total}$ ). El carbono orgánico total almacenado en el suelo se obtuvo mediante la siguiente fórmula: Carbono orgánico total almacenado ( $Mg\ ha^{-1}$ ) = carbono orgánico total  $\times$  DA  $\times$  e/10. Donde: Carbono orgánico total ( $g\ kg^{-1}$ ), es el carbono orgánico total del suelo a una profundidad determinada; DA ( $kg\ dm^{-3}$ ), es la densidad aparente del suelo a una profundidad determinada; e (cm), es el espesor de la capa de suelo muestreada.

La determinación de la actividad fosfatasa del suelo se realizó mediante el método propuesto por Tabatabai y Bremner (1969). La actividad de la  $\beta$ -glucosidasa del suelo se determinó por el método propuesto por Tabatai (1982). Durante los ensayos de suelo, 10% de las muestras se analizaron por duplicado para monitorear la reproducibilidad del análisis.

#### Selección de indicadores de calidad del suelo

Los resultados de los análisis químicos, físicos y biológicos del suelo se analizaron mediante la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Kloke y McKean, 2015) para conocer las diferencias significativas de cada propiedad edáfica entre los cuatro sitios de estudio. Para detectar las diferencias significativas de la prueba anterior, se realizó una prueba de Wilcoxon/Mann-Whitney (Bauer, 1972; Kloke y McKean, 2015) para determinar entre que pares de sitios había diferencias significativas. Para la prueba de Kruskal-Wallis y Wilcoxon/Mann-Whitney se utilizó un  $\alpha = 0.05$  y se consideraron significativas con un valor  $p < 0.05$ . Las propiedades edáficas que mostraron diferencias entre los sitios de estudio se seleccionaron como indicadores de la calidad del suelo.

#### Tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo seleccionados

Para conocer la tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo seleccionados se utilizaron las gráficas de control propuestas por Larson y Pierce (1994). El valor medio de los indicadores obtenidos en el suelo del BR se comparó con aquellos encontrados en el suelo de los bosques secundarios y la zona agrícola. Las similitudes y las diferencias entre el intervalo de variabilidad natural de los indicadores de calidad del suelo en el BR y el valor de estos indicadores obtenido en los bosques secundarios y la zona agrícola proporcionaron una medida de la severidad del cambio para un indicador determinado durante la perturbación del BMM.

## Desarrollo de un índice de calidad del suelo

Las propiedades edáficas seleccionadas como indicadores de la calidad del suelo se integraron en un índice utilizando la metodología propuesta por Cantú *et al.* (2007). Los valores de los indicadores se normalizaron utilizando una escala de 0 a 1. Para los indicadores de la calidad del suelo estos valores representan la peor y la mejor condición desde el punto de vista de la calidad, respectivamente (Cantú *et al.*, 2007). Existen dos situaciones posibles, la primera cuando el valor máximo del indicador ( $I_{max}$ ) corresponde a la mejor situación de calidad de suelo (Valor normalizado del indicador:  $V_n = 1$ ) y el cálculo es:  $V_n = (I_m - I_{min}) / (I_{max} - I_{min})$ . La otra situación es cuando el valor  $I_{max}$  corresponde a la peor situación de calidad de suelo ( $V_n = 0$ ) y se calcula como:  $V_n = 1 - (I_m - I_{min}) / (I_{max} - I_{min})$ . Donde  $I_m$  = medida experimental de la propiedad edáfica considerada como indicador;  $I_{min}$  = valor mínimo de la propiedad edáfica considerada como indicador;  $I_{max}$  = valor máximo de la propiedad edáfica considerada como indicador. Para los valores máximos y mínimos de cada indicador se consideraron aquellos obtenidos en el bosque de referencia. De acuerdo con la metodología propuesta por Cantú *et al.* (2007) (Cuadro 2) se estableció un índice de calidad de suelos promediando los valores de todos los indicadores.

Cuadro 2. Clases de calidad de suelos según Cantú *et al.* (2007)

Índice de calidad de suelos	Escala	Clases
Muy alta calidad	0.80 – 1.00	1
Alta calidad	0.60 – 0.79	2
Moderada calidad	0.40 – 0.59	3
Baja calidad	0.20 – 0.39	4
Muy baja calidad	0.00 – 0.19	5

## Resultados

### Propiedades edáficas en los sitios de estudio

El contenido de carbono orgánico del suelo varió de 30.6 a 82.4 g kg<sup>-1</sup> y fue más alto en el BR, mientras que el contenido más bajo se registró en el suelo del BS2 y la ZC (Cuadro 3). El pH del suelo fue moderadamente ácido para todos los sitios y varió de 5.2 a 5.8, el valor más bajo se obtuvo en el BS1. El valor del P disponible varió de 4.20 a 15.80 mg kg<sup>-1</sup>, fue más alto en el BS2 y similar en el BR, BS1 y ZC. El contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> varió de 4.4 a 28.2 y fue más alto en el BS1 y ZC. La actividad de fosfatasa alcalina varió de 10.5 a 28.9 µg PNP.g<sup>-1</sup> de suelo h<sup>-1</sup> y fue más alta en el BR y similar en los demás sitios. La actividad de β-glucosidasa varió de 14.5 a 15.8 µg PNP.g<sup>-1</sup> de suelo h<sup>-1</sup>. La actividad de esta enzima fue similar en el BR y en la ZC. El CR varió de 1.4 a 8.2%, el valor más alto se obtuvo en el BR, mientras el valor más bajo se obtuvo en el BS2. El valor más alto del IRC se obtuvo en el BR y el valor más bajo en el BS1.

La DA, el contenido de Ca<sup>2+</sup> y K<sup>+</sup> intercambiable, la actividad de fosfatasa ácida, el carbono de la biomasa microbiana, el carbono extraíble y el carbono orgánico total almacenado en el suelo no fueron significativamente diferentes entre sitios (Cuadro 3). Los valores de DA de los cuatro sitios fueron menores a 1 kg dm<sup>-3</sup> y varió de 0.62 a 0.88 kg dm<sup>-3</sup>. El contenido de Ca<sup>2+</sup> intercambiable varió de 0.28 a 0.9 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup> y fue muy bajo en todos los sitios. El contenido de K<sup>+</sup> intercambiable varió de 0.8 a 1.1 cmol<sub>c</sub> kg<sup>-1</sup>. El CBM varió de 1409.2 a 1650.3 µg C g<sup>-1</sup>. El carbono extraíble varió de 171.9 a 270.5 mg C Kg<sup>-1</sup>. La cantidad de carbono orgánico total almacenado en el suelo fue mayor en el BR (62.1 Mg ha<sup>-1</sup>) y más baja en la ZC (28.8 Mg ha<sup>-1</sup>) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Propiedades del suelo medidas en los sitios de estudio. Los resultados se muestran como el valor medio  $\pm$  error estándar.

Propiedades del suelo	BR	BS1	ZC	BS2	p
DA (kg dm <sup>-3</sup> )	0.62 $\pm$ 0.04 a	0.92 $\pm$ 0.05 a	0.85 $\pm$ 0.03 a	0.88 $\pm$ 0.10 a	0.08
CO (g kg <sup>-1</sup> )	82.4 $\pm$ 5.73 a	48.2 $\pm$ 4.50 b	34.8 $\pm$ 5.42 bc	30.6 $\pm$ 3.82 c	0.003*
pH	5.5 $\pm$ 0.06 ab	5.2 $\pm$ 0.21 a	5.8 $\pm$ 0.06 bc	5.8 $\pm$ 0.06 c	0.021*
P disponible (mg kg <sup>-1</sup> )	4.20 $\pm$ 0.73 a	3.40 $\pm$ 0.68 a	4.20 $\pm$ 0.80 a	15.8 $\pm$ 3.27 b	0.009*
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	9.60 $\pm$ 2.46 a	28.20 $\pm$ 1.24 b	25.8 $\pm$ 5.76 b	4.4 $\pm$ 1.20 a	0.001*
Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0.32 $\pm$ 0.11 a	0.48 $\pm$ 0.08 a	0.9 $\pm$ 0.32 a	0.28 $\pm$ 0.04 a	0.223
K <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	0.99 $\pm$ 0.33 a	0.9 $\pm$ 0.37 a	0.83 $\pm$ 0.38 a	1.10 $\pm$ 0.37 a	0.805
FAC ( $\mu$ g PNP.g <sup>-1</sup> de suelo h <sup>-1</sup> )	47.28 $\pm$ 4.60 a	40.57 $\pm$ 6.63 a	43.72 $\pm$ 4.50 a	50.5 $\pm$ 3.6 a	0.578
FAL ( $\mu$ g PNPg <sup>-1</sup> de suelo h <sup>-1</sup> )	28.96 $\pm$ 2.83 a	10.55 $\pm$ 1.34 b	12.16 $\pm$ 1.62 b	15.7 $\pm$ 3.6 ab	0.023*
BG ( $\mu$ g PNP g <sup>-1</sup> de suelo h <sup>-1</sup> )	15.63 $\pm$ 0.20 ab	14.59 $\pm$ 0.22 c	15.80 $\pm$ 0.16 a	15.2 $\pm$ 0.13 b	0.005*
CBM( $\mu$ g g <sup>-1</sup> )	1498.1 $\pm$ 107.3 a	1409.2 $\pm$ 185.4 a	1650.3 $\pm$ 195.1 a	1622.1 $\pm$ 251.4a	0.804
CES (mg kg <sup>-1</sup> )	270.5 $\pm$ 35.2 a	198.7 $\pm$ 32.8 a	171.9 $\pm$ 27.5 a	229.4 $\pm$ 33.5 a	0.2035
CR (%)	8.2 $\pm$ 0.1 a	1.7 $\pm$ 0.1 b	1.88 $\pm$ 0.2 b	1.46 $\pm$ 0.1 b	0.004*
IRC	105.7 $\pm$ 5.4 a	36.5 $\pm$ 2.5 b	55.08 $\pm$ 3.03 c	49.2 $\pm$ 3.8 c	0.001*
C orgánico total almacenado (Mg ha <sup>-1</sup> )	62.1 $\pm$ 25.8 a	52.4 $\pm$ 22.4 a	28.8 $\pm$ 12.5 a	32.3 $\pm$ 13.7 a	0.566

En cada fila los valores con las mismas letras no son significativamente diferentes de acuerdo con la prueba de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis (P < 0.05). Da, Densidad aparente; CO, Carbono orgánico del suelo; P disponible; FAC, fosfatasa ácida; FAL, fosfatasa alcalina; BG,  $\beta$ -glucosidasa; CBM, Carbono de la biomasa microbiana; CES, Carbono extraíble del suelo; CR, Carbono recalcitrante; IRC, Índice de recalcitrancia del carbono; BR, Bosque de referencia; BS1, Bosque secundario; ZC, Zona de cultivo; BS2, Bosque secundario.

## Indicadores de calidad del suelo

Las propiedades edáficas que mostraron diferencias significativas entre sitios se consideraron indicadores de la calidad del suelo y conformaron el conjunto mínimo de indicadores. Estas propiedades fueron carbono orgánico del suelo, pH, P disponible,  $\text{NO}_3^-$ , fosfatasa alcalina, BG, CR e IRC (Cuadro 3). Todos los indicadores presentaron valores iguales a uno en el BR (Cuadro 4). El indicador carbono orgánico del suelo fue negativo en los suelos del BS1, BS2 y ZC. El valor del indicador pH fue negativo e inferior a uno en el BS, mientras que en la ZC y BS2 tuvo valores superiores a uno. El indicador P disponible mostró valores iguales a uno en la ZC y cercanos a uno en el BS1, mientras que fue mayor a uno en el BS2. El indicador  $\text{NO}_3^-$  presentó valores similares en el BS1 y la ZC mientras que en el BS2 fue negativo. El indicador FAL fue negativo en los suelos del BS1, ZC y BS2. El indicador BG fue negativo en el BS1 y BS2, pero fue positivo y mayor a uno en la ZC. Los indicadores CR e IRC fueron negativos para los suelos del BS1, ZC y BS2.

## Tasa de recuperación de los indicadores de calidad del suelo

El carbono orgánico, el carbono recalcitrante, el IRC, el contenido de  $\text{NO}_3^-$ , la actividad de fosfatasa alcalina, la actividad de BG y el pH mostraron una tasa lenta de recuperación después de la conversión del BMM. Los valores medios de estos indicadores de calidad estuvieron fuera del intervalo de variabilidad natural encontrado en el BR. El valor medio del carbono orgánico, carbono recalcitrante y fosfatasa alcalina estuvo debajo del intervalo de variabilidad natural del suelo del BR. Solamente el valor medio de la actividad de BG en la ZC estuvo dentro del intervalo de variabilidad natural del suelo del BR. Únicamente el valor medio del P disponible en el BS2 estuvo fuera del intervalo de variabilidad natural del suelo del BR. Mientras que el contenido de  $\text{NO}_3^-$  y el pH no mostraron un patrón definido de cambio durante la recuperación del BMM (Fig. 3).

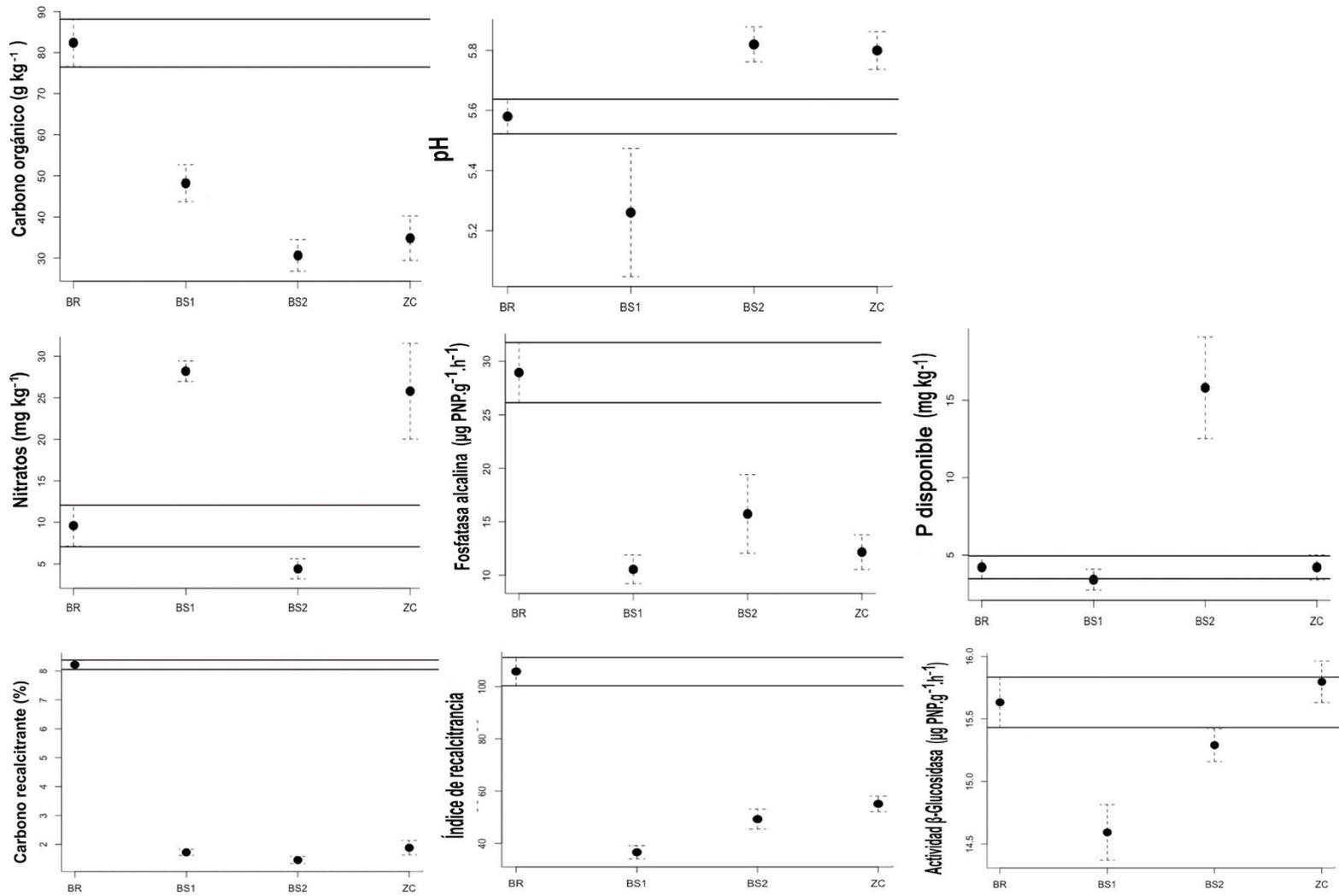


Fig. 3. Gráficas de control de los indicadores de calidad del suelo. Las líneas horizontales delimitan el intervalo de variabilidad natural para el bosque de referencia. Se indica el valor medio  $\pm$  el error estándar de cada indicador de calidad del suelo.

## Índice de la calidad del suelo

Promediando los valores de todos los indicadores se integró el índice de calidad del suelo para cada sitio (Cuadro 4). Para la interpretación de los índices de calidad generados para los suelos durante la recuperación del BMM se plantea una modificación a la escala propuesta por Cantú *et al.* (2007), la cual consta de cinco clases de calidad (Cuadro 4). Esta propuesta considera seis clases de calidad (Cuadro 5), integrando una clase menor a cero, debido al amplio intervalo de valores que presentaron algunos indicadores de calidad en los suelos estudiados. El índice de calidad del suelo obtenido en el BR se ubicó en la clase de muy alta calidad, mientras que en el BS1, ZC y BS2 se ubico en la clase de déficit de calidad.

Cuadro 4. Valor de los indicadores normalizados e índice de calidad del suelo para cada sitio

Indicador	BR	BS1	ZC	BS2
CO	1	-0.86	-1.59	-1.82
pH	1	-0.78	2.20	2.30
P disponible	1	0.64	1	6.27
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	5.04	4.52	-0.13
FAL	1	-2.53	-2.22	-1.54
BG	1	-2.47	1.53	-0.13
CR	1	-12.81	-12.47	-13.36
IRC	1	-4.28	-2.87	-3.31
Índice de Calidad del Suelo	1	-2.26	-1.24	-1.46

Cuadro 5. Clases de calidad de suelos. Sitios de estudio en Huautla de Jiménez, Oaxaca, México. Cantú *et al.*, 2007.

Índice de calidad de suelos	Escala	Clases
Muy alta calidad	0.80 – 1.00	1
Alta calidad	0.60 – 0.79	2
Moderada calidad	0.40 – 0.59	3
Baja calidad	0.20 – 0.39	4
Muy baja calidad	0.0 – 0.19	5
Déficit	-2.5 – 0	6

## Discusión

El carbono orgánico del suelo es una de las propiedades del suelo utilizada con mayor frecuencia como indicador de su calidad (Bünemann *et al.*, 2018). Nael *et al.* (2004) seleccionaron el carbono orgánico del suelo como indicador de su calidad en bosques de encino perturbados, dónde anteriormente fueron convertidos a zonas agrícolas destinadas al cultivo de trigo, y en bosques sin perturbar en áreas protegidas. Bautista-Cruz *et al.* (2012) también seleccionaron al carbono orgánico del suelo como indicador de su calidad durante la recuperación de un BMM en el sureste mexicano. Kuwano *et al.* (2014) seleccionaron el carbono orgánico como indicador de calidad del suelo bajo diferentes usos del suelo (suelos agrícolas, bosques secundarios y bosque nativo). La disminución del valor del indicador carbono orgánico en el suelo del BS1, ZC y BS2 con respecto al suelo del sitio tomado como referencia (BR), probablemente es consecuencia de un aumento en la mineralización de la materia orgánica debido a la deforestación y a las actividades agrícolas (Novara *et al.*, 2014). La materia orgánica asociada a las partículas de arcilla se puede perder a través de procesos de lixiviación y/o erosivos (González y Laird, 2003), debido a la falta de protección del suelo después de la desaparición de la cobertura vegetal mediante el proceso de roza-tumba y quema. Un cambio en el microclima del suelo inducido por la conversión del bosque a campos de maíz

también podría explicar un aumento en la mineralización de la materia orgánica (Arrouays *et al.*, 1995). La diferente tasa de mineralización entre el carbono orgánico del suelo forestal y el carbono orgánico del BS1, ZC y BS2 se puede atribuir a una diferencia en la calidad de la materia orgánica. Los residuos de maíz se mineralizan más rápidamente, exhibiendo una gran cantidad de carbono orgánico lábil. La mineralización del carbono orgánico en el suelo del BR, en cambio, puede estar relacionada con la existencia de dos fracciones: una fracción de carbono orgánico lábil, la cual se mineraliza a una tasa relativamente alta durante los primeros años de aclareo del bosque, y a una fracción de CR más estable, la cual se mineraliza a una tasa relativamente lenta (Jolivet *et al.*, 1997). Otros autores también han reportado reducciones significativas en el contenido de carbono orgánico de suelos forestales convertidos a suelos agrícolas (Murty *et al.*, 2002; Navarrete *et al.*, 2016; Aryal *et al.*, 2018; Soleimani *et al.*, 2019). Vergara-Sánchez *et al.* (2004) reportaron una disminución del contenido de carbono orgánico del suelo bajo diferentes sistemas de uso ya que su contenido en un bosque de aile ( $54.3 \text{ g kg}^{-1}$ ) fue más elevado que el reportado para sistemas permanentes: café ( $49.9 \text{ g kg}^{-1}$ ) y pradera ( $38.5 \text{ g kg}^{-1}$ ). Nogueira *et al.* (2006) evaluaron los efectos del cambio de uso de suelo forestal a sistemas agrícolas, reportando una disminución del carbono orgánico del suelo en los sitios de cultivo de trigo ( $24.7 \text{ g kg}^{-1}$ ) comparados con un bosque subtropical ( $33.7 \text{ g kg}^{-1}$ ). Thomazini *et al.* (2015) reportaron una disminución del carbono orgánico del suelo y del CR en sistemas de café a pleno sol comparados con bosques tropicales. Reyes-Jaramillo (2016) reportaron que el contenido de carbono orgánico del suelo fue más alto en un BMM ( $74 \text{ g kg}^{-1}$ ) y más bajo en parcelas de cultivo de maíz ( $24 \text{ g kg}^{-1}$ ). Bautista-Cruz *et al.* (2018) indicaron que la conversión de bosques de pino-encino a campos de monocultivo de maíz disminuyó el carbono orgánico del suelo de  $63.8$  a  $20.4 \text{ g kg}^{-1}$  y el IR de  $77.1$  a  $67.6$  respectivamente.

El indicador pH presentó valores menores a cero en el BS1, lo cual indica que está por debajo del  $I_{min}$  y muestra un déficit en la calidad de acuerdo con Cantú *et al.* (2007). Mientras que en el BS2 y la ZC este indicador registró valores mayores a uno y se encuentra por encima del  $I_{max}$ . En ambos casos el valor del indicador pH difiere del encontrado en el suelo del BR, lo que sugiere que dista del intervalo de pH requerido

para la regeneración del BMM. Las tendencias reportadas en este estudio son consistentes con investigaciones anteriores. Bautista-Cruz *et al.* (2012) seleccionaron al pH del suelo como indicador de su calidad durante la recuperación de un BMM en el sureste mexicano. Cornwell (2014) comparó los efectos de la conversión de bosques nativos a zonas de cultivo seleccionando el pH como indicador de calidad del suelo en un bosque húmedo tropical y plantaciones de cacao bajo manejo agroforestal, en donde el bosque nativo presentó el valor del pH del suelo más bajo (4.3) comparado con la zona de cultivo (5.8). López-Hernández (2017) también seleccionó el pH del suelo como indicador de su calidad para determinar su variación en bosques primarios y sistemas agrícolas, mostrando un aumento del valor del pH del suelo en el sistema de cultivo (6.0) comparado con un bosque tropical (5.4). La conversión de suelos forestales a suelos agrícolas genera cambios en el pH del suelo causados por las variaciones en el contenido de materia orgánica. Las diferencias significativas entre el BS1 y la ZC podrían explicarse debido a una mayor deposición de materia orgánica en los bosques secundarios lo cual disminuye el pH del suelo (Prasad y Power, 1997; Martínez *et al.*, 2008). Sin embargo los valores medios del pH del suelo de todos los sitios de estudio fueron moderadamente ácidos y estudios previos han reportado valores similares en ecosistemas de BMM en la Sierra Norte de Oaxaca (Bautista-Cruz y Del castillo, 2005; Reyes-Jaramillo, 2016).

Similarmente a lo reportado en este estudio, Lemenih *et al.* (2005) utilizaron el P disponible como indicador de calidad del suelo en una cronosecuencia ocupada originalmente por un bosque tropical compuesta por cultivos de gramíneas (maíz, sorgo y trigo) y un bosque primario, reportando un aumento del P disponible en los suelos bajo cultivo ( $4.44 \text{ mg kg}^{-1}$ ) comparado con el bosque primario ( $1.44 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Bautista-Cruz *et al.* (2012) seleccionaron al P disponible como indicador de calidad del suelo durante la recuperación de un BMM en el sureste mexicano, en donde los valores más altos de P disponible fueron encontrados en los bosques maduros y una disminución en los suelos bajo cultivo. Mesene y Kabtama (2017) también seleccionaron el P disponible como indicador de calidad del suelo para evaluar los efectos del cambio de uso de suelo forestal (bosque de *Prosopis juliflora*) a suelos agrícolas. Posiblemente el aumento

del valor del indicador P disponible en el BS2 pueda explicarse a la fertilización aplicada anteriormente en este suelo.

Błońska y Januszek (2013) mencionaron que la actividad enzimática es un indicador más sensible de los cambios que ocurren en el suelo en comparación con las propiedades físicas y químicas. Las propiedades biológicas y bioquímicas responden rápidamente ante cualquier perturbación al suelo, puesto que están relacionadas con la población y actividad de la microflora edáfica (biomasa microbiana, respiración, etc.) (Trasar-Cepeda *et al.*, 2008). Sin embargo, las propiedades bioquímicas también están estrechamente relacionadas con las propiedades físicas y químicas del suelo debido a la naturaleza dinámica e interactiva de los procesos edáficos (Schoenholtz *et al.*, 2000). En este estudio el indicador fosfatasa alcalina mostró valores menores a cero en el BS1, BS2 y ZC. Salaman *et al.* (1998) también reportaron una disminución en la actividad enzimática de la fosfatasa alcalina en la capa superficial del suelo (0-20 cm) después de la conversión de bosques primarios a bosques secundarios y suelos agrícolas.

El indicador BG tuvo valores menores a cero en el BS1 y BS2, pero presentó valores mayores a uno en la ZC. El incremento de la actividad BG en la ZC se puede atribuir a un aumento en la disponibilidad de sustratos orgánicos derivados de los residuos de maíz, principalmente de carbono lábil (Zibilske y Makus, 2009). Manga *et al.* (2015) también encontraron una actividad BG más alta en campos de maíz en comparación con sabanas en Andosols. Similarmente, Bautista-Cruz *et al.* (2018) reportaron una actividad más alta de BG después del aclareo del bosque para su conversión a cultivos de nopal (*Opuntia ficus-indica*). Otros autores (Trasar-Cepeda *et al.*, 2000) ya han reportado que la actividad de BG, ureasa, fosfomonoesterasas y deshidrogenasa pueden ser útiles para evaluar la degradación del suelo.

El carbono orgánico, el carbono recalcitrante, el IRC, el contenido de  $\text{NO}_3^-$ , la actividad de fosfatasa alcalina y el pH mostraron una tasa lenta de recuperación después de la perturbación del BMM. Los valores medios de estos indicadores de calidad estuvieron fuera del intervalo de variabilidad natural encontrado en el BR. El valor medio del carbono orgánico, carbono recalcitrante y fosfatasa alcalina estuvo debajo del

intervalo de variabilidad natural del suelo del BR. Solamente el valor medio de la BG en la ZC estuvo dentro del intervalo de variabilidad natural del suelo del BR. Mientras que el contenido de  $\text{NO}_3^-$  y el pH no mostraron un patrón definido de cambio durante la recuperación del BMM. A pesar del incremento en la deposición de materia orgánica proveniente de la hojarasca, de los exudados radiculares, de los restos de raíces, etc., la tasa de recuperación del carbono orgánico después de la conversión del BMM es muy lenta y está muy lejos de alcanzar el contenido de carbono orgánico en el suelo del BR, aún después de 6 años desde la última perturbación del BS1 y 20 años para el BS2. El manejo del bosque, especialmente la roza tumba y quema puede alterar el balance del carbono del suelo a través de diferentes mecanismos, como la modificación de la cantidad y la calidad de la materia orgánica mediante la reducción de la fitomasa y los cambios en la composición microbiana del suelo (Johnson y Curtis, 2001; Ushio *et al.*, 2008; Nave *et al.*, 2010). En contraste, Bautista-Cruz *et al.* (2012) encontraron que el carbono orgánico del suelo exhibió una tasa rápida de recuperación en áreas de BMM aclareadas para el cultivo de maíz. Estos mismos autores también reportaron una tasa lenta de recuperación para indicadores de calidad del suelo como el pH durante la regeneración del BMM.

El suelo del BR presentó la calidad más alta debido al desarrollo de una vegetación estable. Los suelos que se desarrollan bajo una vegetación madura presentan mayores adiciones de materia orgánica que ejercen una fuerte influencia en las propiedades edáficas (Fisher y Binkley, 2000). El índice de calidad del suelo presentó un valor negativo en los BS y ZC, lo cual sugiere que la conversión del bosque a campos agrícolas originó cambios drásticos en la calidad del suelo. Jimenez *et al.* (2002) determinaron un conjunto mínimo de datos para establecer un índice de calidad del suelo basado en parámetros químicos y biológicos desarrollados bajo diferentes usos del suelo (bosques primarios, parcelas sin labranza y parcelas de cultivo bajo labranza convencional), mostrando una disminución del valor de las propiedades en las parcelas de cultivo, tendencia característica de los bosques nativos cuando se someten a cultivos. Una tendencia similar fue reportada por Chavez y Gaspar (2017) quienes desarrollaron un índice de calidad del suelo bajo bosques

naturales en donde reportaron el puntaje más alto del índice (5.0), y una disminución de la calidad del suelo en los sitios de cultivo de maíz (2.5).

## **Conclusiones**

Las propiedades del suelo seleccionadas para integrar el conjunto mínimo de indicadores para evaluar su calidad después de la conversión del bosque mesófilo de montaña a zonas agrícolas y su posterior abandono fueron carbono orgánico, pH, P disponible, contenido de  $\text{NO}_3^-$ , actividad de fosfatasa alcalina, actividad de  $\beta$ -glucosidasa, carbono recalcitrante e índice de recalcitrancia del carbono. El cambio de uso del suelo de forestal a agrícola afectó negativamente el contenido de carbono orgánico, actividad de fosfatasa alcalina, carbono recalcitrante e índice de recalcitrancia del carbono. El carbono orgánico, el carbono recalcitrante, el índice de recalcitrancia del carbono, el contenido de  $\text{NO}_3^-$ , la actividad de fosfatasa alcalina, la actividad de  $\beta$ -glucosidasa y el pH mostraron una tasa lenta de recuperación después de la conversión del bosque mesófilo de montaña. Mientras que el contenido de  $\text{NO}_3^-$  y el pH no mostraron un patrón definido de cambio durante la recuperación del bosque mesófilo de montaña. El índice de calidad del suelo en el bosque de referencia se ubicó en la clase de muy alta calidad, en tanto que en el bosque secundario 1, la zona de cultivo y el bosque secundario 2, se ubicó en la clase de déficit de calidad. Después de 20 años desde la última perturbación la mayoría de los indicadores de calidad del suelo en los bosques secundarios aún no se encuentran en los intervalos definidos para estos indicadores en el bosque de referencia, lo que permite inferir que se requieren períodos mayores a 30 años para alcanzar una buena calidad del suelo en los sitios de estudio. Por ello, las prácticas de manejo deben considerar el mantenimiento de bosques de diferentes edades, que incluyan al menos 30 años.

## Referencias

- Arrouays, D., Balesdent J., Mariotti, A., and Girardin, C. 1995. Modelling organic carbon turnover in cleared temperate forest soils converted to maize cropping by using  $^{13}\text{C}$  natural abundance measurements. *Plant Soil*. 173, 191–196.
- Aryal, D. R., Morales R. D., Marroquín, C., Pinto-Ruiz, R., Guevara-Hernandez, F., and Euán Chi, I. 2018. Soil Organic Carbon Depletion from Forests to Grasslands Conversion in Mexico: A Review. *Tropical Agriculture*. 8, 181.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., and García, C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*. 147, 159–171.
- Bauer, D. F. 1972. Constructing confidence sets using rank statistics. *J. Am. Stat. Assoc.* 67 (339), 687–690.
- Bautista-Cruz, A., and del Castillo, R. F. 2005. Soil Changes During Secondary Succession in a Tropical Montane Cloud Forest Area. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 906–914.
- Bautista-Cruz, A., del Castillo, R., Etchevers-Barra, J. D., Gutiérrez-Castorena M. C. and Baez, A. 2012. Selection and interpretation of soil quality indicators for forest recovery after clearing of a tropical montane cloud forest in Mexico. *For. Ecol. Manag.* 277, 74-80.
- Bautista-Cruz, A., F. De León-González, R. Carrillo-González, and C. Robles. 2011. Identification of soil quality indicators for maguey mezcalero (*Agave angustifolia* Haw.) plantations in Southern Mexico. *Afr. J. Agric. Res.* 6: 4795-4799.
- Bautista-Cruz, A., Leyva, T., De Leon, F., Zornoza, R., Martínez Gallegos, V., Fuentes, M., and Rodríguez-Sánchez, L. 2017. Cultivation of *Opuntia Ficus - Indica* Under Different Soil Management Practices: A Possible Sustainable Agricultural System to Promote Soil Carbon Sequestration and Increase Soil Microbial Biomass and Activity: Cactus Fields Could be a Sustainable Crop Production System. *Land Degrad Dev*, 29: 38-46
- Blanco-Canqui, H., and Lal, R. 2008. Principles of soil Conservation, New York. Springer. 617 p.
- Błońska, E. 2013. Usability of enzyme activity in estimation of forest soil quality. *Folia For. Pol. Ser.* 55, 18–26.
- Brown, A.D. y M. Kappelle, M. 2001. Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. Págs. 25-40 en: M. Kappelle & A.D. Brown (eds.), *Bosques nublados del neotrópico*. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), Santo Domingo de Heredia.
- Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., De Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P. 2018. Soil quality. A critical review. *Soil Biol. Biochem.* 120, 105-125.

- Calderon-Aguilera, L. E., Rivera-Monroy, V. H., Porter-Bolland, L., Martínez-Yrizar, A., Ladah, L. B., Martínez-Ramos, M., Búrquez, A. 2012. An assessment of natural and human disturbance effects on Mexican ecosystems: Current trends and research gaps. *Biodivers. Conserv.* 21, 589–617.
- Cantú, M., Becker, A., Bedano, J., and Schiavo, H. 2007. Evaluación De La Calidad De Suelos Mediante El Uso De Indicadores e Índices. *Ciencia del Suelo*, 25(2), 173–178.
- CONABIO. 1988. Uso de suelo y vegetación de INEGI agrupado por CONABIO, escala 1: 1000000. Modificado de: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-Instituto Nacional de Ecología. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- CONABIO. 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México D.F., México. 197 pp.
- Cornwell, E. 2014. Effects of different agricultural systems on soil quality in Northern Limón Province, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 62, 887–897.
- Challenger, A., y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 87-108
- Chaves, H., Lozada, C., and Gaspar, R. 2017. Soil quality index of an Oxisol under different land uses in the Brazilian savannah. *Geoderma Regional*, 10, 183-190.
- Dick, R. P., Thomas, D. R. and Halvorson, J. J. 1996. Standardized methods, sampling, and simple pretreatment. In Doran, J. W. and Jones, A. J. (Eds) *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA spec. publ. 35, Madison, WI, USA, pp. 107–121.
- Dilly, O., Pompili, L., and Benedetti, A. 2018. Soil micro-biological indicators separated land use practices in contrast to abiotic soil properties at the 50 km scale under summer warm Mediterranean climate in northern Italy. *Ecol. Indic.* 84, 298–303.
- Doran, J.W., and Parkin, T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. En J.W. Doran, D.C. Coleman, D.E. Bezdicek, and B.A. Stewart (eds.). *Defining soil quality for sustainable environment*. Soil Sci. Soc. Am. 35, 3-21.
- Estrada-Herrera, I. R, Hidalgo-Moreno, C., Guzmán-Plazola, R., Almaraz Suárez, J. J., Navarro-Garza, H., and Etchevers-Barra, J. D. 2017. Indicadores de calidad de suelo para evaluar su fertilidad. *Agrociencia*, 51(8), 813–831.
- Fisher, R. F., and Binkley, D. 2000. *Ecology and management of forest soils*. New York: Wiley. pp. 21-58.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, and F.G., Ibarra-Manríquez, G. 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21 (1-2), 36–52.
- González-Espinosa, M., Meave, J. G., Lorea-Hernández, G., Ibarra-Manríquez, G. y Newton, A. C. 2011. The red list of Mexican cloud forest trees. *Flora and Fauna International*, Cambridge, R. U. 149 pp.

- González, J. M., and Laird, D. A. 2003. Carbon sequestration in clay mineral fractions from C-labeled plant residues. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, 1715–1720.
- Govaerts, B., Sayre, K. D., and Deckers, J., 2006. A minimum data set for soil quality assessment of wheat and maize cropping in the highlands of Mexico. *Soil Tillage Res.* 87, 163-174.
- Gual-Díaz, M. y A. Rendón-Correa (comps.). 2014. Bosques mesófilos de montaña de México: diversidad, ecología y manejo. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 352 p.
- Guimarães, R. M. L., Neves, A. F., Silva, W. G., Rogers, C. D., Ball, B. C., Montes, C. R., and Pereira, B. F. F. 2016. The merits of the Visual Evaluation of Soil Structure method (VESS) for assessing soil physical quality in the remote, undeveloped regions of the Amazon basin. *Soil Tillage Res.* 173, 75-82.
- Halvorson, J.J., Smith, J.L., and Papendick, R.I., 1996. Integration of multiple soil parameters to evaluate soil quality: a field example. *Biol. Fertil. Soils* 21, 207-214.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2005. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Huautla de Jiménez, Oaxaca. Clave geoestadística 2004.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 2017. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación, escala 1:250 000, Serie VI (Conjunto Nacional). DGG-INEGI. México.
- Jimenez, M., Horra, A., Pruzzo, L., and Palma, M. 2002. Soil quality: A new index based on microbiological and biochemical parameters. *Biol. Fertil. Soils.* 35, 302–306.
- Johnson, D., and Curtis, P. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manag.* 140, 227–238.
- Jolivet, C., D. Arrouays, F. Andreux, and J. Lévêque. 1997. Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant Soil.* 191:225–231.
- Karlen, D. L., Andrews, S. S., and Doran, J. W. 2001. Soil quality: current concepts and applications. In: *Advances in Agronomy* vol. 74. Academic Press: New York. pp. 1–40.
- Kloke, J. y McKean, J. W. 2015. *Nonparametric Statistical Methods Using R*. Chapman & Hall. CRC Press. Taylor & Francis Group. The R Series. Boca Raton, FL. USA. 263 pp
- Klute, A. 1986. *Methods of Soil Analysis*. Part 1, second ed. Agron. Monogr. no. 9, second ed. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Kuwano, B. H., Knob, A., Fagotti, L., Melém Júnior, N. J., Godoy, L., Diehl, R. C., Krawulski, C. C., Andrade Filho, G., Zangaro Filho, W., Tavares-Filho, J., and Nogueira, M.A. 2014. Soil quality indicators in a Rhodic Kandiudult under different uses in Northern Paraná, Brazil. *Rev. Bras. Cien. Solo.* 38:50-59.

- Larson, W.E., Pierce, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdiceck, D.F.
- Lee, Y.B., Lorenz, N., Dick, L.K., and Dick, R.P. 2007. Cold storage and pretreatment incubation effects on soil microbial properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71, 1299–1305.
- Lemenih, M., Karlton, E., and Olsson, M. 2005. Assessing soil chemical and physical property responses to deforestation and subsequent cultivation in smallholders farming system in Ethiopia. *Agr. Ecosyst. Environ.* 105, 373–386.
- López-Hernández, D. 2017. Soil Quality Indexes Response to Land Use Change in Puerto Ayacucho, Venezuelan Amazonia. *Ann. Adv. Agric. Sci.* 1(2), 54-64.
- Lorea Hernández, F. y D. X. Munn Estrada. 2005. Estudio florístico de los bosques mesófilos de la Sierra Mazateca de Oaxaca, México. Instituto de Ecología A.C. División de Vegetación y Flora. Informe final SNIB CONABIO proyecto No. U028. México D. F. 32 p.
- Martínez, H., Fuentes, J.P., Edmundo, E y Acevedo H. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 8(1), 68-96.
- Martínez, M.L., Pérez-Maqueo, O., Vázquez, G., Castillo-Campos, G., García-Franco, J., Mehlreter, K., Equihua, M., Landgrave, R. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. *Forest Ecol. Manag.* 258:1856–1863.
- Mesene, M., and Kabtamu, T. 2017. Soil Quality Variation between *Prosopis juliflora* Dominated Land and Adjacent Land Use Types: The Case of Dupti Sub-Watershed, Afar Regional State, Ethiopia. *Forest Ecol. Manag.* 30, 85-97.
- Mganga, K. Z., Razavi, B. S., and Kuzyakov, Y. (2015). Microbial and enzymes response to nutrient additions in soils of Mt. Kilimanjaro región depending on land use. *Eur. J. Soil Biol.* 69, 33–40.
- Murty, D., Kirschbaum, M., Mcmurtrie, R., and Mcgilvray, H. (2002). Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? A review of the literature. *Global Change Biol.* 8, 105–123.
- Nael, M., Khademi, H.A. and Hajabbasi, M. 2004. Response of Soil Quality Indicators and Their Spatial Variability to Land Degradation in Central Iran. *Appl. Soil Ecol.* 27, 221-232.
- Nahmad, S., Langlé, R y Ríos, A. G. 2010. Diagnóstico del Sector Rural del Estado de Oaxaca. México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, Unidad Pacífico Sur, CIESAS/CONACyT.
- Navarrete, D., Sitch, S., Aragão, L., and Pedroni, L. 2016. Conversion from forests to pastures in the Colombian Amazon leads to contrasting soil carbon dynamics depending on land management practices. *Global Change Biol.* 22 (10), 3503-3517.
- Nave, L.E., E.D. Vance, C.W. Swanston, and P.S. Curtis. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *For. Ecol. Manage.* 259:857– 866.

- Nelson, D. W., and Sommers, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeney. *Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties*. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. pp. 539–579.
- Nogueira, M. A., Albino, U. B., Brandão-Junior, O., Braun, G., Cruz, M. F., Dias, B. A., Andrade, G. 2006. Promising indicators for assessment of agroecosystems alteration among natural, reforested and agricultural land use in southern Brazil. *Agr. Ecosyst. Environ.* 115, 237–247.
- Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Publicado el 31 de diciembre de 2002 en el Diario Oficial de la Federación. Segunda Sección. México. 73 p.
- Nortcliff, S. 2002. Standardisation of soil quality attributes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 88, 161–168.
- Novara, A., Pereira, P., Santoro, A., Kuzyakov, Y., and La Mantia, T. 2014. Effect of cactus pear cultivation after Mediterranean maquis on soil carbon stock,  $\delta^{13}\text{C}$  spatial distribution and root turnover. *Catena*. 118, 84–90.
- Ochoa-Ochoa, L. M., Mejía-Domínguez, N. R. y Bezaury-Creel, J. 2017. Priorización para la Conservación de los Bosques de Niebla en México. *Revista Ecosistemas* 26(2), 27–37.
- Örvar, J., Jónsson, G., Davíðsdóttir, B., Mary, E., María, S., and Vala, K. 2016. Agriculture, Ecosystems and Environment Soil indicators for sustainable development : A transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 232, 179–189.
- Pieralli, S. 2017. Introducing a new non-monotonic economic measure of soil quality. *Soil Tillage Res.* 169, 92–98.
- Prasad, R., and J.F. Power. 1997. *Soil Fertility Management. Sustainable Agriculture.* 356 pp.
- Raiesi, F., and Kabiri, V. 2016. Identification of soil quality indicators for assessing the effect of different tillage practices through a soil quality index in a semi-arid environment. *Ecol. Indic.* 71, 198–207.
- Reyes-Jaramillo, I. 2016. Propiedades edáficas de parcelas cultivada con milpa usando labranza mínima en la sierra de Oaxaca, donde crecía bosque mesófilo de montaña. *Polibotánica.* 41, 133-151.
- Rezaei, S. A., Gilkes, R. J., and Andrews, S. S., 2006. A minimum data set for assessing soil quality in rangelands. *Geoderma.* 136, 229–234.
- Riches, D., Porter, I. J., Oliver, D. P., Bramley, R.G.V., Rawnsley, B., Edwards, J., and White, R. E. 2013. Review: soil biological properties as indicators of soil quality in Australian viticulture. *Aust. J. Grape Wine Res.* 19, 311–323.
- Rovira, P., and Vallejo, V. R. 2007. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 39, 202–215.

- Salam, A. K., Katayama, A., and Kimura, M. 1998. Activities of some soil enzymes in different land use systems after deforestation in hilly areas of West Lampung, South Sumatra, Indonesia. *Soil Sci. Plant Nutr.* 44(1), 93–103.
- Schjønning, P., Elmholt, S., and Christensen, B. T. 2004. Managing soil quality: challenges in modern agriculture. CABI Publishing. UK, London. 344 p.
- Schoenholtz, S. H., Van Miegroet H., Burger, J.A. 2000. A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *For. Ecol. Manag.* 138, 335–56.
- SEMARNAT. 2002. Evaluación de la pérdida de suelo por erosión hídrica y eólica en la república mexicana a escala 1: 1000 000. SEMARNAT. México
- Soleimani, A., Hosseini, S. M., Bavani, A. R., Jafari, M., and Francaviglia, R. (2019). Influence of land use and land cover change on soil organic carbon and microbial activity in the forests of northern Iran. *Catena.* 177, 227–237.
- Tabatabai, M. A. 1982. Soil enzymes. In A. L. Page, R. H. Miller, and D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis, Part 2: Chemical and microbiological properties.* 2<sup>nd</sup> Edition. Madison, WI, USA: American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. pp. 903–947.
- Thomazini, A., Mendonça, E., Cardoso, I., and Garbin, M. 2015. SOC dynamics and soil quality index of agroforestry systems in the Atlantic rainforest of Brazil. *Geoderma Regional.* 15, 15–24.
- Toledo-Aceves, T., Meave, J. A., González-Espinosa, M. y Ramírez-Marcial, N. 2011. Tropical montane cloud forests: Current threats and opportunities for their conservation and sustainable management in Mexico. *J. Environ. Manage.* 92, 974–981.
- Trasar-Cepeda C., Leirós C., Gil-Sotres F. 2008. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. *Soil Biol. Biochem.* 40, 2146–2155.
- Ushio, M., Wagai, R., Balsler, T.C., Kitayama, K., 2008. Variations in the soil microbial community composition of a tropical montane forest ecosystem: does tree species matter? *Soil Biol. Biochem.* 40, 2699–2702.
- Vance, E.D., Brookes, P.C., and Jenkinson, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707.
- Vergara S., M.A. y J.D. Etchevers B. 2004. Indicadores de calidad del suelo en laderas de la Sierra Norte. En: A.J. Garcia-Mendoza, M.J. Ordoñez y M. Briones-Salas (eds.), *Biodiversidad de Oaxaca.* Instituto de Biología, UNAM. Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-WWF, México, pp. 585-602.
- Vincent, Q., Auclerc, A., Beguiristain, T., Leyval, C., 2018. Assessment of derelict soil quality: abiotic and functional approaches. *Sci. Total Environ.* 613-614, 990-1002.
- Webster, R. and Oliver, M.A., 1990: *Statistical methods in soil and land resource survey.* Oxford. Oxford University Press, 328 pp.

Zibilske, L. M., and Makus, D. J. 2009. Black oat cover crop management effects on soil temperature and biological properties on a Mollisol in Texas, USA. *Geoderma*.149, 379–385.

Zuber, S. M., Behnke, G. D., Nafziger, E. D., and Villamil, M. B. 2017. Multivariate assessment of soil quality indicators for crop rotation and tillage in Illinois. *Soil Tillage Res.* 174, 147–155.