



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA

**Estudio comparativo de los índices de acidez
en suelo forestal del PN Izta-popo en
el período 1993-2016.**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

YESENIA RODRÍGUEZ JUÁREZ

DIRECTOR DE TESIS:

M. EN C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ



CIUDAD DE MÉXICO

MAYO 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.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

“ZARAGOZA”

DIRECCIÓN

JEFE DE LA UNIDAD DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E.

Comunico a usted que la alumna **RODRÍGUEZ JUÁREZ YESENIA**, con número de cuenta **409087703**, de la carrera de Biología, se le ha fijado el día **29 de mayo de 2018** a las **13:00 hrs.**, para presentar examen profesional, el cual tendrá lugar en esta Facultad con el siguiente jurado:

PRESIDENTE Biól. ELVIA GARCÍA SANTOS

Elvia García Santos

VOCAL M. en C. GERMÁN CALVA VÁSQUEZ

Germán Calva Vásquez

SECRETARIO Dr. EFRAÍN REYES ÁNGELES CERVANTES

Efraín Reyes Ángeles Cervantes

SUPLENTE Biól. AIDA ZAPATA CRUZ

Aida Zapata Cruz

SUPLENTE M. en C. JUAN MANUEL VALDERRÁBANO GÓMEZ

Juan Manuel Valderrábano Gómez

El título de la tesis que presenta es: **Estudio comparativo de los índices de acidez en suelo forestal del PN Izta-Popo en el período 1993-2016.**

Opción de titulación: Tesis.

Agradeceré por anticipado su aceptación y hago propia la ocasión para saludarle.

ATENTAMENTE
“POR MI RAZA HABLARÁ EL ESPÍRITU”
Ciudad de México, a 04 de mayo de 2018

[Firma]
DR. VÍCTOR MANUEL MENDOZA NÚÑEZ
DIRECTOR

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

ZARAGOZA DIRECCIÓN

RECIBÍ
OFICINA DE EXÁMENES
PROFESIONALES Y DE GRADO

[Firma]
VO. BO.
M. en C. ARMANDO CERVANTES SANDOVAL
JEFE DE CARRERA

ÍNDICE TEMÁTICO

	Página
RESUMEN	
I. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	3
3. PROBLEMA	5
4. JUSTIFICACIÓN	6
5. OBJETIVOS	7
5.1 Objetivo general.....	7
5.2 Objetivos particulares.....	7
6. HIPÓTESIS	8
7. MARCO TEÓRICO	9
7.1 Definición de indicador.....	9
7.2 Mapa mundial de sensibilidad de los ecosistemas Terrestres.....	11
7.3 Deposito ácido.....	14
7.4 Fuentes de emisión.....	14
7.4.1 Naturales.....	14
7.4.2 Antropogénicas.....	14
7.5 Zona Metropolitana de la Ciudad de México.....	14
7.6 Volcán Popocatepetl.....	16
7.7 Concepto de suelo forestal.....	16
7.8 Acidificación del suelo forestal.....	17
7.9 Propiedades del suelo.....	17
7.10 Mecanismo de acidez en el suelo.....	19
7.11 Materia orgánica.....	19
7.12 Precipitación.....	20
7.13 Absorción de los vegetales.....	21
7.14 Capacidad de intercambio catiónico.....	22
7.15 Porciento de saturación de bases.....	22
8. ZONA DE ESTUDIO	23

9. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO	26
10. METODOLOGÍA	27
10.1 Fase de gabinete.....	27
10.2. Fase de campo	27
10.3 Análisis físicos.....	29
10.4 Análisis químicos.....	30
10.5 Análisis estadístico.....	31
11. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
11.1 Descripción de la zona de estudio.....	32
11.2 Sensibilidad del suelo de acuerdo con la escala SEI.....	32
11.3 Propiedades físicas.....	37
11.3.1 Textura.....	37
11.3.1.1 Porciento de arcilla.....	38
11.3.1.2 Porciento de limo.....	39
11.3.1.3 Porciento de arena.....	39
11.3.2 Densidad aparente.....	42
11.3.3 Densidad real.....	43
11.4 Propiedades químicas.....	45
11.4.1 pH real.....	45
11.4.2 pH potencial.....	47
11.4.3 Materia orgánica.....	50
11.4.4 Capacidad de intercambio catiónico.....	52
11.4.5 Acidez Intercambiable.....	54
11.4.6 Porciento de saturación de bases.....	55
11.4.7 Cationes intercambiables.....	56
11.4.7.1 Cation Ca.....	56
11.4.7.2 Cation Mg.....	58
11.4.7.3 Cation K.....	58
11.4.7.4 Cation Na.....	59
11.4.8 Sulfato.....	61
12. CONCLUSIONES	63

13. ANEXOS	64
14. BIBLIOGRAFÍA	65

INDICE DE FIGURAS	Página
Figura 1. Mapa de sensibilidad de los suelos de Europa SEI.	4
Figura 2. Mapa de la distribución mundial de las 5 clases de la sensibilidad al depósito ácido en los ecosistemas terrestres.	13
Figura 3. Principales mecanismos de acidificación del suelo.....	20
Figura 4. Ubicación del paraje “Dos aguas” en el PN Izta-popo.	26
Figura 5. Perfil de suelo año 2012.....	28
Figura 6. Perfil de suelo año 2016.....	28
Figura 7. Toma de muestra del perfil.....	29
Figura 8. Determinación de sulfatos, materia orgánica.....	31
Figura 9. Cuantificación de fósforo.....	31
Figura 10. Mapa del SEI, vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres al depósito ácido, en México.....	36
Figura 11. Comparación de medias del índice de sensibilidad.....	36
Figura 12. Contenido de arcilla en el período 1993-2016.....	38
Figura 13. Contenido en porcentaje de limo en el período 1993-2016.....	39
Figura 14. Contenido en porcentaje de arena en el período 1993-2016.....	40
Figura 15. Diagrama de caja y bigotes de clases texturales en el período (1993-2016).....	40
Figura 16. Comparación de medias de arcilla, limo y arena en los años 1993 y 2016.....	41
Figura 17. Densidad aparente en el período 1993-2016.....	43
Figura 18. Densidad real en el período 1993-2016.....	44
Figura 19. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para la densidad aparente y densidad real.....	45
Figura 20. pH real de los cuatro años de muestreo (1993, 1999, 2012, 2016.....	46
Figura 21. pH potencial para el período 1993 – 2016.....	48
Figura 22. Comparación de medias con un intervalo de confianza	

del 95% para la pH real y pH potencia.....	50
Figura 23. Contenido de materia orgánica en el período 1993-2016.....	51
Figura 24. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% materia orgánica.....	52
Figura 25. Capacidad de intercambio catiónico en el período 1993-2016.....	53
Figura 26. Comparación de medias con un intervalo de Confianza del 95% para la capacidad de intercambio catiónico (CIC).....	54
Figura 27. Porcentaje de saturación de bases en el período 1993-2016.....	55
Figura 28. muestra la comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para el porcentaje de saturación de bases en el período 1993-2016.....	56
Figura 29. Concentración de catión Ca en el período 1993-2016.....	57
Figura 30. Concentraciones de Mg en los años 1993, 19990, 2012 y 2016.....	58
Figura 31. Contenido de K en los cuatro perfiles.....	59
Figura 32. Contenido de Na intercambiable en el período 1993- 2016.....	59
Figura 33. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% de los cationes Na, K, Ca y Mg. Por el método de mínima significancia.....	60
Figura 34. Conteni.do de ion sulfato en el período 1993 -2016.....	61
Figura 35. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% del ión sulfato por el método de mínima significancia.....	62

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Trabajos realizados sobre acidez en suelo por depósito ácido.....	3
Cuadro 2. Tabla para asignar los tipos de suelo a clase de sensibilidad.....	11
Cuadro 3. Clasificación de CIC y %SB en los año1993-1999.....	35
Cuadro 4. Clasificación del suelo de acuerdo con el valor de pH.....	48

ANEXOS

Anexo I Color de suelo.....	64
AnexoII Acidez intercambiable.....	64
Anexo III Conductividad eléctrica.....	64

AGRADECIMIENTOS

Agradezco en primer lugar a la Universidad Nacional Autónoma de México que me abrió sus puertas al conocimiento. Es un orgullo ser parte de su comunidad.

A la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza que me dio todo, donde conocí a profesores que me enseñaron lo extraordinario que es la BIOLOGÍA.

A todos mis profesores que a lo largo de mi estancia me brindaron su apoyo y la oportunidad de compartir sus conocimientos.

Quiero expresar mi gratitud a los sinodales, Biól. Elvia García Santos por sus observaciones que contribuyeron a la finalización de este trabajo, y ser la motivación para adentrarme a la Ciencia del Suelo; al Dr. Efraín Reyes Ángeles Cervantes por sus valiosos comentarios y observaciones; a la Biól. Aida Zapata Cruz por su amabilidad y la ayuda en la realización de los estudios de Espectrofotometría; al M en C. Juan Manuel Valderrábano Gómez por su apoyo y comentarios brindados.

A mi asesor de tesis Germán Calva Vásquez por su calidad humana que lo caracteriza, conocimientos compartidos, palabras de aliento y su gran paciencia he llegado a realizar la más grande de mis metas. ¡GRACIAS POR CREER EN MÍ!

A mis compañeros del Laboratorio de Contaminación Atmosférica que de diversas maneras ayudaron a concluir este trabajo. A todos ¡MUCHAS GRACIAS!

A Lalo, Jonathan y Angie muchas gracias por su apoyo incondicional y valiosa amistad.

DEDICATORIA

A Daniel y Fernanda mi motivo en la vida para seguir adelante.

*A ti por tu amor, trabajo y sacrificio en todos estos años.
Fernando.*

RESUMEN.

En Europa, Asia y América la acidez de los suelos se estudia desde los años 60's hasta la fecha. El Stockholm Environmental Institute (SEI) determinó una escala mundial de vulnerabilidad de los ecosistemas al depósito ácido (Calva, 2015), atribuyendo un valor de 2-3 en la región central de la República Mexicana, en la escala se considera: emisión de azufre, profundidad del suelo, porcentaje de saturación de bases (%SB), capacidad de intercambio catiónico (CIC), tipo de vegetación y suelo.

La sensibilidad de los ecosistemas al efecto del depósito ácido del bosque de pino-oyamel en la localidad San Rafael dentro la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Izta-popo (PN Izta-popo) para el año 1999, se reportó como medianamente sensible con valores entre 1 y 2, de lo cual deriva determinar el estado actual.

En la fase de campo se realizaron dos perfiles, en los años 2012 y 2016, a una distancia aproximada de diez metros de los primeros, realizados en los años 1993 y 1999, en el paraje San Rafael. Cada perfil se dividió en horizontes de 15 cm, de cada uno se colectó un kilogramo de muestra, se trasladaron a la FES Zaragoza donde las muestras se secaron, tamizaron y resguardaron.

La metodología aplicada fue la descrita en el *Technical Manual for soil and vegetation monitoring in East Asia (2000)* y en *IRISH (2002)*; para los parámetros densidad aparente, real, porcentaje de espacio poroso, pH real, pH potencial, textura, porcentaje de materia orgánica, conductividad eléctrica y fósforo; en específico para la bases intercambiables y la capacidad de intercambio catiónico se cuantificaron mediante absorción atómica en el equipo Spectraa marca Varian (laboratorio de servicios de la carrera de biología, de la FES Zaragoza). Los índices de sensibilidad a

la acidez de la zona de estudio de los años 2012 y 2016, se compararon con los obtenidos para los años 1993 y 1999, en donde los métodos aplicados a las muestras fueron los referidos por Cinderby *et al* (1988), ISRIC (1995) y McFee (1980). Gráficamente se muestra cómo influye el depósito ácido sobre los parámetros físico-químicos del suelo en un período 23 años (1993-2016).

Los parámetros que presentaron un cambio significativo fueron: la CIC en el horizonte superficial se obtuvieron valores de 12, 22.8, 29.4 y 35.01 cmolkg^{-1} en los años 1993, 1999, 2012 y 2016 respectivamente. El %SB los valores oscilaron entre 0.7-6.9; 0.1-2.9; 8.2-24.3 y 9.4-27 % para cada año de muestreo; el porcentaje de arcilla en los años 1993 y 1999 se mantuvo entre 19-23% para el año 2012 disminuyó de 16-2% y en año 2016 se obtuvieron valores de 0-5%; para el limo 5-11% para los años 1993 y 1999, en el año 2012 aumentó con valores entre 50-61% y en 2016 de 26-60%; la cantidad de arena disminuyó de 76-70% en 1993, de 42-21% en 2012 y para el año 2016 aumentó 39-70%.

A manera de conclusión el año 2016 el índice se ubicó entre 1 y 2, observándose una disminución de las arcillas en los horizontes superficiales con respecto a los años anteriores, la capacidad de amortiguamiento actual del suelo forestal se encuentra en el horizonte B, proporcionada en su mayoría por la fracción de limos.

1. INTRODUCCIÓN.

Países como Suecia, Finlandia, Dinamarca, Suiza, Francia y Alemania registraron una alta acidez en sus ecosistemas terrestres y acuáticos, por ello sus instituciones universitarias y gubernamentales realizaron investigaciones por más de 15 años (Calva & Nieto, 2015). Relacionaron a la pérdida de vitalidad de los bosques con la contaminación atmosférica, directamente o indirectamente a través del suelo; en este sentido diversos estudios, tales como los realizados por Ulrich (1985), Krause *et al* (1986); analizaron la sensibilidad relativa de los ecosistemas a las deposiciones ácidas.

Las emisiones de SO₂ y óxidos de N (NO_x) sufren procesos de oxidación en la atmósfera y son devueltos a la superficie en forma de ácidos con la lluvia, nieve o depósito seco, incrementando su concentración natural de protones (H⁺), iones sulfato (SO₄²⁻) y nitrato (NO₃⁻); provocando cambios en la composición física y química del suelo y con ello el empobrecimiento nutrimental por la lixiviación de cationes como calcio, magnesio, potasio y sodio, disminuyendo la capacidad del suelo para neutralizar ácidos.

En los ecosistemas forestales, los impactos asociados a las emisiones de azufre y nitrógeno son los principales precursores del depósito húmedo ácido, afectan principalmente a los árboles y las plantas e incrementan la acidez de los suelos; sin embargo, este cambio en el pH no acaba con la vegetación, sino que actúa de manera gradual, haciendo más lento su crecimiento y favoreciendo el ataque de plagas y enfermedades.

La acidificación del suelo forestal es un proceso natural (Skeffington 1980, De Vries, 1999) que depende del tipo de suelo y de su capacidad de amortiguar los grados de acidez a través de sus cationes intercambiables que influyen en la respuesta de los ecosistemas terrestres al depósito ácido.

Para determinar el índice de sensibilidad a la acidificación de los ecosistemas, en la zona de estudio se tomó en consideración la metodología desarrollada por la Agencia Ambiental Sueca para Cooperación y Desarrollo (SIDA) basada en la capacidad buffer del suelo, la cual cuantifica la Capacidad de Intercambio Catiónico y el Porcentaje de Saturación de Bases, tomando en cuenta el tipo de suelo, profundidad, vegetación y emisión de azufre.

Considerando que el bosque pino-oyamel de la zona de San Rafael se encuentra cercana a la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM), y que desde 1994 el volcán Popocatepetl reinició su actividad; se presentan factores potenciales que determinaron la necesidad de monitorear el índice de sensibilidad al depósito ácido en suelo forestal en un período de 23 años, así como sus propiedades físico-químicas, reportando si el bosque se encuentran en riesgo, y en consecuencia los servicios ambientales que proporcionan por otro lado los impactos y problemas del fenómeno del depósito ácido ha servido a investigadores en Norteamérica y Europa a implementar nuevos métodos y técnicas a fin de conocer los cambios en el ecosistema.

2. ANTECEDENTES.

Diversos trabajos se han enfocado a evaluar el efecto de la lluvia ácida sobre los ecosistemas (Cuadro1), algunos de los estudios relacionados con el tema se conjuntan de forma cronológica con el fin de evidenciar el desarrollo de las investigaciones.

Cuadro 1. Trabajos realizados sobre acidez en suelo por depósito ácido.

AUTOR / AÑO	PAÍS	APORTE
Smith 1872	Inglaterra	Utilizó por primera vez el término "lluvia ácida" y enuncia muchas de las ideas que ahora se consideran parte del problema de la precipitación ácida.
Oden 1970	Suecia	Determinó la acidez del suelo en Escandinavia por un total de 5 millones de toneladas de SO ₂ , cuyo pH oscila entre 3.4-4.0, con 10 a 20% de % SB.
Winklander 1972	Suecia.	Concluye que la sensibilidad del suelo a la precipitación ácida depende de la capacidad buffer y del pH, determina que a pH > 5.5 los suelos tienen mayor capacidad de amortiguamiento; a un pH < 5.5 disminuye la capacidad amortiguadora.
McFee 1980	E.U.	Estableció como suelos sensibles al depósito ácido, aquellos con una CIC menor de 6.2 cmolkg ⁻¹ , suelos moderadamente sensibles con una CIC entre 6.2 a 15.4, y a los no sensibles aquellos con una CIC > 15.4.
Hutchinson 1978	Canadá	Encontró que la lluvia de elevada acidez cerca de Sudbury, Ontario, ocasionaba el depósito y/o la movilización de metales pesados (Ni, Cu, Al y Mn) suficiente para inhibir la germinación y estabilización de varias especies nativas.
Ulrich 1980	Alemania	Relacionó el aumento de la concentración de aluminio en la solución de suelo con acumulación de materia orgánica en suelos forestales, la muerte de raíces de pino abeto con el descenso generalizado en el crecimiento de los bosques.
Skeffington 1987	Inglaterra	Describe el mecanismo de la acidificación del suelo, provocado por lluvia ácida, utilizó el lísimetro para realizar su estudio.
Rodhe <i>et al</i> 1988	E.U.	Ubica en un mapa global de suelos, zonas sensibles al depósito ácido, tomando como criterio suelos naturalmente ácidos, con una capacidad de intercambio baja y saturación alta en Al. Determinando, las áreas más sensibles aquellas con suelos sensibles a la acidificación como: oxisoles, Inceptisoles, y Utisoles; además con producción de emisiones altas en contaminantes.
Kuylenstierna 1989	Suecia	Produce el primer mapa europeo de sensibilidad de los suelos frente a la acidificación, asigna 5 clases de acuerdo a su mineralogía y su capacidad de amortiguación de ácidos, este trabajo es precedente al mapa de sensibilidad a la deposición ácida a escala global.
Galloway 2001	E.U.	En ambiente continental la acidez natural (pH<7) es producto de reacciones de la respiración y oxidación, en escala planetaria se incrementó por consecuencia de la producción de energía y alimento. El fenómeno ha impactado durante los últimos 30 años en Europa, Norteamérica y Asia.
Chavarría 2005	México	Determinó que el valor del índice de sensibilidad a la acidificación en los años 1993 y 1999, se ubicaba entre 1 y 2, en los parques Desierto de los Leones, Iztapalapa y Zoquiapan, concluye que la disminución de la capacidad de amortiguamiento se debe a la movilidad de cationes divalentes a causa del depósito ácido.

Liu <i>et al</i> 2010	China	Sus resultados demostraron que los suelos forestales de la reserva Dinghushan, se acidificaron debido al depósito ácido a largo plazo. En 1980 se observó una disminución en el pH de 4.6-4.75 a 3.8-4.8 en el 2005 , sugiere que la disponibilidad de cationes del suelo puede aumentar inicialmente con el depósito ácido. El contenido de Ca ²⁺ intercambiable aumentó en 13-52% el Mg ²⁺ de 9-23% después de 26 meses.
Calva, 2017	México	Corroborar el índice de acidez a la sensibilidad a la acidez del ecosistema de pino-oyamel de los parques nacionales: Izta-popo, Zoquiapan y Desierto de los Leones, con la escala SEI, que ubica a la meseta central de la República Mexicana con un valor entre 2-3.

Para determinar el índice de sensibilidad de los ecosistemas al depósito ácido a nivel global, se realizó el primer mapa europeo de sensibilidad de los ecosistemas terrestres (Figura 1); de acuerdo con Chadwid & Kuylenstierna (1990). En este sistema, los tipos de suelos se asignan a cinco clases, el mecanismo fundamental de la capacidad de amortiguamiento lo constituye la alteración de los minerales primarios procedentes de la roca madre.

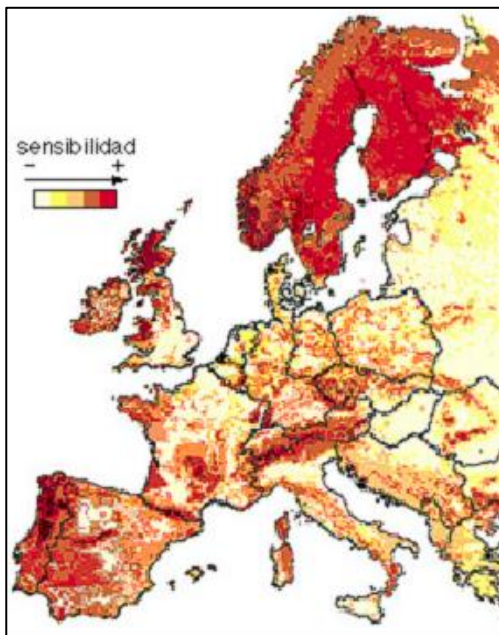


Figura 1. Mapa de sensibilidad de los suelos de Europa SEI. Tomado de Macías *et al* 2003.

El color claro (número 1), son suelos menos sensibles al depósito ácido, color amarillo con valor 2, son más sensibles, y el color rojo el valor 5 son suelos con mayor sensibilidad (con mayor capacidad de amortiguación al depósito ácido).

3. PROBLEMÁTICA

El incremento de la población de 15 a 20.7 millones de habitantes y el parque vehicular de dos a cinco millones en las dos últimas décadas (1990-2012); provocó un incremento energético del 25% en la Zona Metropolitana de la Cuenca de México.

En este período, el agua de lluvia en la Ciudad de México aumentó su acidez de 4.58 a 3.65 unidades de pH. Las partículas acidificantes son transportadas por los vientos y concentradas en las nubes de las zonas boscosas circundantes a la Ciudad de México; mediante mecanismos de incorporación húmeda o seca los precursores (SO_2^{2-} , NO_2^-) ingresan al suelo y vegetación en forma de ácido sulfúrico y ácido nítrico alterando sus propiedades físicas y químicas. Simultáneamente la actividad del volcán Popocatepetl en los últimos 18 años ha contribuido con más de 30 megatoneladas de SO_2^{2-} (Delgado, 2001).

Chavarría (2005) reportó al suelo forestal del PN Izta-popo como medianamente sensible de acuerdo a la escala SEI, con un pH mínimo de 3.6 en el año 1999.

Considerando que las emisiones de la antropocenos y del volcán han cambiado las variables del suelo que expresan la sensibilidad a la acidez durante un período de 23 años, surge la pregunta: ¿Qué tan susceptible es el suelo del paraje Dos Aguas a la deposición de compuestos ácidos? este fenómeno toma relevancia ya que produce cambios en los ciclos biogeoquímicos no solo de carácter local si no también regional

4. JUSTIFICACION

El presente estudio es la continuación de una investigación iniciada en el año 1993 que responde a la necesidad de comprender la acidificación del ecosistema, de pino-oyamel que rodea a la Ciudad de México a través de la lluvia ácida registrada (pH de 3.5-6.0); estudio que requiere de un largo período de tiempo para analizarse.

Las variables CIC, %SB, azufre y pH son susceptibles de cambiar por el efecto del régimen climático, lavado atmosférico, lavado de copa, estación anual y ciclos biogénicos.

Ante la creciente influencia de la contaminación atmosférica por la antropocenos y la emisión volcánica del Popocatepetl el decline forestal a causa del depósito, causan transparencia en las copas del oyamel adulto, altas concentraciones de ozono, plagas e incidencias dificultando la conservación de los ecosistemas.

Aplicando la metodología del SEI, para obtener el índice de sensibilidad en la localidad de San Rafael determinaremos que el bosque de oyamel es capaz de amortiguar el depósito ácido que recibe y por ser de relevancia para el ciclo hidrológico de la Cuenca del Valle de México.

5. OBJETIVOS.

5.1 Objetivo general.

Comparar los índices de sensibilidad a la acidez del ecosistema boscoso de los años 1993, 1999, 2012 con 2016 en el Paraje “Dos Aguas” de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Izta-popo, para corroborar lo propuesto por el mapa SEI.

5.2 Objetivos particulares.

- Determinar el grado de sensibilidad al depósito ácido para el año 2012 y 2016.
- Describir la variación de los parámetros físico- químicos del suelo forestal en los años 1993, 1999, 2012 y 2016.
- Cuantificar los parámetros físicos: textura, densidad aparente y real, porcentaje de espacio poroso; y los químicos: pH real, pH potencial, materia orgánica, conductividad eléctrica, acidez intercambiable, sulfatos, capacidad de intercambio catiónico, y bases intercambiables Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ .

6. HIPÓTESIS.

El mapa de evaluación global a la sensibilidad al depósito ácido de los ecosistemas ubica a la meseta central de México con un índice de 2-3, entonces evaluando in situ el ecosistema boscoso del paraje Dos Aguas, en el año 2016 confirmará el índice sugerido por el mapa.

7. MARCO TEÓRICO

El depósito ácido se convirtió en un problema de interés internacional entre las décadas de 1950 y 1960, cuando se encontró una relación entre las emisiones de azufre en Europa y la acidificación de los lagos escandinavos (Jacobson, 2002).

Desde entonces hasta la actualidad los ecosistemas han tenido que enfrentar su efecto. En el transcurso del tiempo, los investigadores fueron eligiendo las variables que mejor expresaran sus efectos en la atmósfera (nubes y lluvia), en los cuerpos de agua (envenenamiento por aluminio) y en suelo (pH potencial, pH real, H⁺ intercambiable etc.). A finales de los años 80`s los investigadores sistematizaron los métodos (D'Itrin 1982; Nicholson et al., 1977; CEEGB, 1987; Hutchinson, 1987; ISRIC, 2002), y las técnicas (Russell et al 1986) en años recientes se determinaron indicadores (SEMARNAT, 2005; SEI, 2000).

Los problemas con el depósito de contaminantes ácidos se presentan generalmente cerca de la fuente que los origina.

7.1 Definición de indicador.

Un indicador es una variable que resume o simplifica información relevante haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible. También cuantifica, mide y comunica, en forma comprensible, información relevante (Cantú, 2007). Las principales funciones de los indicadores son: evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones, además de evaluar metas, objetivos, proveer información preventiva temprana y anticipar condiciones y tendencias futuras (Cantú, 2007).

El índice de sensibilidad a la acidez en ecosistemas terrestres, es un indicador biológico, integrado por los parámetros químicos CIC y %SB que muestra las condiciones a partir de las cuales el deterioro del sistema puede producirse. El SEI (Stockholm Environment Institute) es un instituto internacional de investigación que participa en cuestiones ambientales y de desarrollo a nivel de política local, regional y mundial desde hace más de 20 años. Este organismo consideró a la capacidad de intercambio Catiónico (CIC) y el porcentaje de saturación de bases (% SB), como las variables más relevantes para inferir la capacidad buffer del suelo, en relación a la profundidad (Calva & Nieto, 2015).

La aportación de este método es la comprensión del papel de la reserva mineral como mecanismo de amortiguación al liberar cationes que neutralizan a los agentes ácidos; y la influencia de otras propiedades del suelo, como la textura, densidad, pH, densidad aparente, densidad real, materia orgánica, acidez intercambiable.

La profundidad del suelo se relaciona a la zona de raíces, lugar donde los procesos químicos afectan a la mayor parte de la vegetación, a los 100 cm superiores del suelo generalmente representa más del 90% de biomasa de raíces para la mayoría de los tipos de vegetación del Mundo (SEI, 2003).

Para los suelos con 80 a 100% de % SB se asume que están en el rango buffer de los carbonatos; suelos con 60 a 80% tienen bajo contenido en minerales de carbonato o altos niveles de intemperismo, suelos con 20 a 40% pueden encontrarse en el rango buffer del aluminio y de 0 a 20% es probable que se encuentren cerca del rango buffer del aluminio (SEI, 2003). Para poder asignar un valor a la sensibilidad a la acidez en

los ecosistemas terrestres se establecen cinco clases en función de su CIC y %SB (Cuadro 2).

Cuadro 2. Tabla para asignar los tipos de suelo a clase de sensibilidad.

SB (%)		0 -20	20-40	40-60	60-80	80-100
CIC (Cmol(+) kg^{-1})	< 10	1	1	2	3	5
	10 - 25	1	2	3	4	5
	> 25	2	3	4	5	5

La clase 1 indica la mayor sensibilidad a la acidez y la 5 la menor.

Nota: Para obtener el valor del índice dentro de la escala SEI. Ubicar el valor del %SB calculado dentro de una las cinco categorías (0-20, 20-40, 40-60, 60-80 ó 80-100), y el valor de la CIC dentro de una de las tres categorías (<10, 10-25 ó >25) la intersección entre estos dos valores es el valor del índice.

Cualquier exceso de acidificación de depósito por encima de la tasa de amortiguación del ecosistema dará lugar a la acidificación del suelo provocando impactos en el crecimiento de plantas a través de la disminución de la disponibilidad de nutrientes y los efectos de los iones tóxicos sobre las raíces.

Los árboles obtienen agua y minerales del suelo a través de sus raíces. El suelo provee una base para que las raíces sustenten el tronco y la copa. Si el suelo no tiene la capacidad suficiente como para cumplir con esas necesidades, se verá afectado el crecimiento del árbol.

7.2 Mapa mundial de sensibilidad a la acidez en ecosistemas terrestres.

Este mapa representa la evaluación global de la sensibilidad de los ecosistemas terrestres a la deposición ácida, ha sido utilizado para determinar los riesgos asociados con compuestos de azufre y nitrógeno.

Reconociendo que la contaminación del aire es un problema grave y creciente en muchas partes del mundo, con la colaboración de investigadores de diferentes países

a nivel global se realizó el mapa; con el objetivo de que los países en desarrollo, donde la fuente principal de energía es obtenida a partir de la quema de combustibles fósiles, tengan una oportunidad de evitar los errores cometidos en Europa y Norteamérica, fomentándolos a desarrollar programas a nivel local y regional, que faciliten el desarrollo de planes de acción, estrategias y políticas, en prevención y control de la contaminación atmosférica para resolver problemas ambientales derivados del depósito ácido (Figura 2).

La sensibilidad de los ecosistemas terrestres a la deposición ácida depende de la capacidad tampón de los suelos y la respuesta de los organismos vivos a la acidificación del suelo. La acidificación se puede evitar si el depósito ácido se mantiene a un nivel que puede ser amortiguado por el suelo. En consecuencia, el principal componente que influye en la sensibilidad de los ecosistemas terrestres es el almacenamiento en buffer del suelo; en ecosistemas bien tamponados es poco probable la acidificación y por lo tanto va a ser insensible. Un ecosistema bajo depósito ácido sostenido y baja capacidad buffer disminuye su función biológica, por esta razón, la acidificación del suelo es la principal preocupación Cinderby, *et al* (1999).

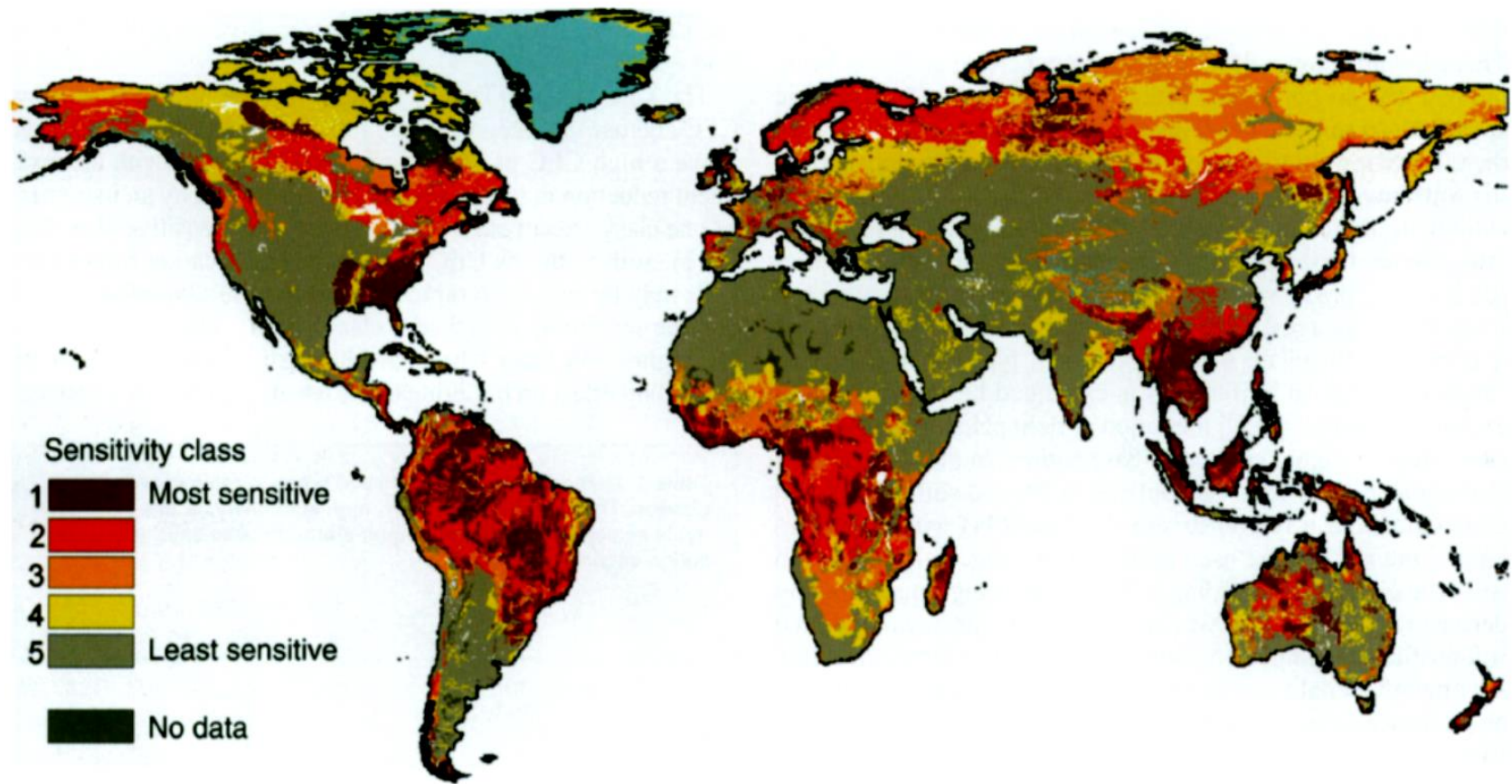


Figura 2. Mapa de la distribución mundial de las cinco clases de sensibilidad al depósito ácido en los ecosistemas terrestres. Tomado de Kuylenstierna, 2001.

7.3 Depósito ácido.

El depósito atmosférico ácido es el proceso por el cual los contaminantes atmosféricos emitidos por las fuentes, descienden y provocan un aumento en la acidez del suelo (Calva & Nieto, 2015).

El depósito ácido conduce a la acidificación de los ecosistemas terrestres y acuáticos sensibles, cualquier aumento en la acidificación por encima de la tasa de amortiguación del ecosistema dará lugar a la acidificación del suelo provocando impactos en el crecimiento de plantas a través de la disminución de la disponibilidad de nutrientes y los efectos de los iones tóxicos sobre las raíces (Cinderby, *et al* 1998).

7.4 Fuentes de emisión. Según INE-Semarnat (2006), las fuentes de emisión se pueden clasificar, de acuerdo con su origen, en:

7.4.1 Naturales: Estas fuentes siempre han existido, en mayor o menor magnitud y frecuencia. Son todos los procesos o fenómenos de emisión que se presentan en los ecosistemas, como resultado de la acción de eventos meteorológicos, geológicos y/o procesos metabólicos (emisiones biogénicas).

7.4.2 Antropogénicas: Originadas por el desarrollo industrial, la quema de combustibles fósiles y la quema de vegetación. Estos aerosoles contaminantes al hacer contacto con el vapor de agua de la atmósfera se precipitan como lluvia ácida (pH < 5).

7.5 Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

En países tropicales, como es el caso de México, existe una preocupación constante en torno a los efectos de la depositación ácida sobre los ecosistemas y en particular, los que están localizados en áreas naturales protegidas con gran

biodiversidad que se ubican cerca de grandes ciudades y zonas industrializadas donde actividades alternativas, como el ecoturismo, constituyen una fuente importante de ingresos económicos (Cerón *et al* 2012).

Las características geográficas de la cuenca cerrada de 9,560 km² donde se asienta la ZMVM son particularmente favorables a la acumulación de los contaminantes generados dentro de ella. Se localiza en el sureste de una cuenca elevada a 2,240 msnm, que provoca una menor eficiencia en los procesos de combustión; asociado a esto, la posición latitudinal de la cuenca ocasiona que reciba una radiación solar intensa en prácticamente todo el año, lo que acelera los procesos fotoquímicos de formación de contaminantes atmosféricos como el ozono y las partículas secundarias.

Del año 1992 a 2012, la cantidad de vehículos motorizados registrados paso de 2 a más de 5 millones de unidades con el consecuente mayor consumo energético (GDF, 2012). En los últimos 20 años este incremento ha resultado en un aumento del tráfico de congestionamientos viales y, como consecuencia, en una disminución en la velocidad de circulación o que ha acelerado el proceso de degradación ambiental debido a la gran demanda de recursos que actualmente mantiene a esta región inmersa en una problemática de escasez de recursos y afectaciones ambientales. La pérdida de cobertura forestal que rodea a la ZMVM es una consecuencia del impacto de las actividades económicas y del crecimiento de la población (Pérez, 2006).

7.6 Volcán Popocatepetl.

Después de un período de latencia de casi 70 años, el volcán reinició su actividad en 1994 con emisiones de ceniza y gases que han continuado irregularmente hasta el presente. Las tasas de emisión de SO₂, en 1994 fueron de 2.0 Gg/d, 1.6 Gg/d en 1995; 15 Gg/d en 1996 y ocasionalmente 50 Gg/d en 1997 (Grutter, *et al.*, 2008). El inventario nacional mexicano en el año 1999 reportó emisiones anuales de 1871 Gg/a (INE-SEMARNAT, 2006) y de 5.1 Gg/d; este valor es comparable a 6.65 Gg, que es la cantidad de SO₂ emitida antropológicamente cada año por el área Metropolitana de la Ciudad de México de fuentes móviles (GDF, 2012). De 2005 a 2015 la cantidad de este gas es de 1658 toneladas por día (Carn *et al.* 2017).

7.7 Concepto de suelo forestal.

El suelo es un cuerpo natural producto de la interacción de los factores formadores de suelo, es decir de los procesos pedogenéticos, intemperización y neoformación de minerales, descomposición y humificación de la materia orgánica, formación de estructura, translocación de materia además del uso y manejo por el hombre. Los suelos cumplen funciones ecológicas de calidad y potenciales que ejercen gran influencia sobre la ecología vegetal, animal y en el hombre (Brady & Weil, 1999).

El suelo forestal es el material mineral y orgánico no consolidado y no perturbado de la superficie terrestre, que sirve como un medio natural para el desarrollo de la vegetación (Colpos, 2001); es la formación vegetativa espontánea o cultivada que permite el aprovechamiento y conservación permanente del recurso suelo, agua, flora secundaria y fauna sin alterar la ecología (Colpos, 2001).

7.8 Acidificación del suelo.

La acidez del suelo es un proceso dinámico que engloba procesos naturales y antropogénicos, que producen un incremento en la acidez natural del suelo.

La acidez del suelo es la acumulación de los iones hidrógeno en su perfil y se considera como un proceso de acidificación cuando se verifica un decremento en el pH. Este proceso es causante de una disminución en la saturación de bases (% SB) Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} (Skeffington, 1987).

El pH de los suelos forestales puede variar ampliamente dependiendo de la composición química del material de origen y el tipo de vegetación dominante, cuando más ácido sea el pH del suelo, menor será la disponibilidad de nutrientes. Los suelos orgánicos en climas húmedos son ácidos debido a la alta producción de ácidos orgánicos que se forman en los procesos de descomposición parcial de la materia orgánica.

La acidificación del suelo es a menudo asociada con la solubilización y la lixiviación de los nutrientes y con aumentos en las concentraciones de metales pesados y potencialmente tóxicos. Este proceso tiene un impacto negativo en el funcionamiento de los suelos en la supervivencia de ciertos grupos de organismos y, a veces en la estabilidad del ecosistema bosque (Thiers *et al*, 2014).

7.9 Propiedades del suelo.

El estado de las propiedades del suelo refleja el nivel de degradación de varios componentes que conforman al ecosistema; la lluvia ácida puede inhibir la actividad de los hongos y bacterias del suelo con lo cual reduce las tasa de producción de

humus, la mineralización y la fijación de nutrientes (Granados, 2010); la disminución del pH y los cambios en el contenido de materia orgánica, afectan la estructura del suelo, retención del agua, densidad aparente, densidad real, textura y la disponibilidad de fósforo (Chavarría, 2005).

Las propiedades físicas de los suelos forestales se desarrollan bajo condiciones naturales por la influencia de diversos factores, entre ellos, la vegetación permanente durante un largo período de tiempo.

Las propiedades físicas de los suelos forestales incluyen textura, estructura, porosidad, densidad, la aireación, temperatura, retención y movimiento de agua; factores que afectan a todos los aspectos de la fertilidad del suelo y la productividad. Así mismo determinan la facilidad de penetración de las raíces, la disponibilidad y facilidad de la absorción de agua por las plantas, la cantidad de oxígeno y otros gases en el suelo, además del grado en que el agua se mueve tanto lateral como verticalmente a través de él. También influyen en la distribución natural de las especies de árboles forestales, el crecimiento y la producción de biomasa forestal. Sin embargo, las propiedades físicas del suelo son controlados en gran parte por el tamaño, distribución y disposición de las partículas del suelo (Osman, 2013).

En el suelo, hay sólidos inorgánicos y orgánicos, solutos, líquidos y gases, incluyendo arena, limo y arcilla, coloides minerales cristalinos y amorfos, óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, cal, yeso, fosfatos y están allí junto con cientos de otros muchos compuestos, que influyen nutrientes en formas iónicas.

7.10 Mecanismo de acidez en el suelo.

Las partículas de arcilla o el material húmico atraen iones que son fijados en su complejo de cambio de manera reversible debido a su carga eléctrica superficial. Por ello los coloides actúan como intercambiadores de iones, así por ejemplo, la arcilla montmorillonita hidratada registra en su superficie, donde se efectúa el intercambio, un valor de 600-800 m²m⁻¹.

La carga iónica actúa de intermediario entre la fase sólida y la solución del suelo, los iones que más se fijan al coloide con más fuerza desplazarán a los más débiles, así la fuerza de adsorción desciende de los cationes Al³⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ a los monovalentes NH⁺, K⁺ y Na⁺ y para el caso de los aniones el orden decreciente es: PO₄³⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ y Cl⁻ (Calva & Nieto, 2015).

Es posible que se adsorban iones de metal pesado pero solo en magnitud de traza. En los suelos excesivamente ácidos se libera Al³⁺ y se empobrecen de Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ y MoO₄²⁻ y para suelos fuertemente alcalinos, se forman compuestos de iones (Fe²⁺, Mn²⁺, PO₄³⁻) difícilmente solubles (Calva & Nieto, 2015).

7.11 Materia orgánica.

En ecosistemas forestales la hojarasca es el medio de aporte de materia orgánica que propicia una acumulación de protones en el horizonte orgánico o húmico que se subdivide entre capas, la materia recién caída, la descomposición reciente y avanzada que es determinada por la estructura vegetal en la que se integra perfectamente con el suelo, se incluye el producto líquido de la descomposición. Por ejemplo, en los suelos donde domina el tipo de humus *mull*, con formación completa de complejos húmicos arcillosos, ocasionan el desarrollo de suelos poco ácidos (figura 3a y 3b); sin

embargo, en los ecosistemas forestales donde domina el *mull* forestal, la formación de complejos es incompleta y la tendencia es a presentar *mull* ácidos (pH 5.5) y con un grado de saturación de bases entre 20 y 60% (Thiers *et al*, 2014).

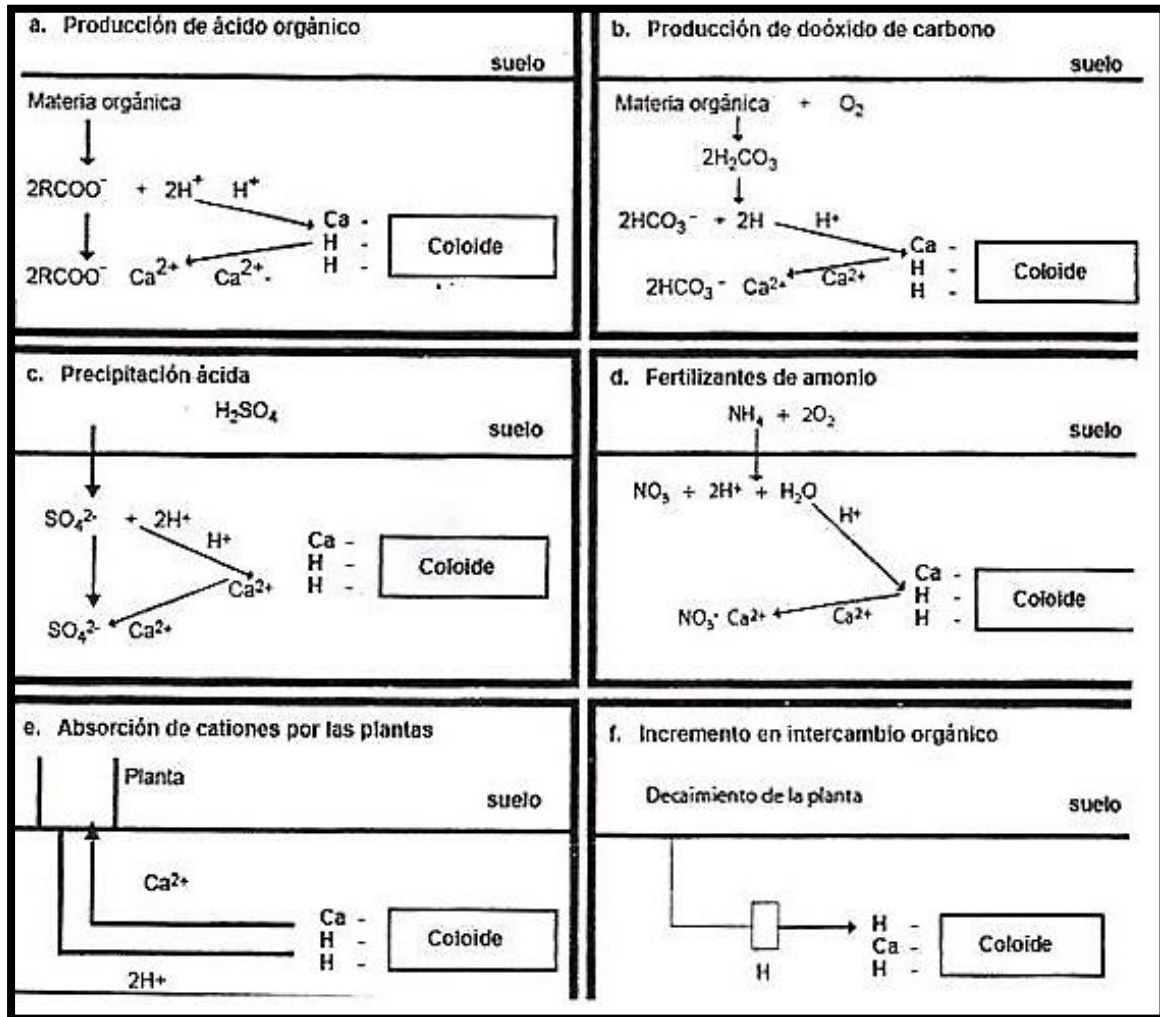


Figura 3. Principales mecanismos de acidificación del suelo.

7.12 Precipitación.

El agua de lluvia es naturalmente ácida, debido a la disolución del CO_2 atmosférico que forma ácido carbónico débil (H_2CO_3), dando el carácter ácido al agua pH \approx 5.5, por lo que la precipitación tiende a causar acidificación natural en la mayoría de los suelos. Este proceso es muy lento y puede ser amortiguado por los productos de

meteorización. La acidez natural de la lluvia se incrementa en gran medida por la contaminación industrial, principalmente mediante iones de azufre y nitrógeno que forman ácidos con el agua, lo que lleva a la acidificación rápida de algunos suelos forestales.

Por su acción disolvente es capaz de arrastrar iones que circulan a través de las rocas, minerales y en la que las bases intercambiables Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+ se solubilizan (figura 2c); mientras que el hierro, silicio y aluminio lo hacen lentamente (Calva & Nieto 2015).

Así que las frecuentes lluvias durante gran parte del año aportan una gran cantidad de iones hidronio que sustituyen a las bases de cambio y provocan una progresiva desaturación del complejo coloidal. Los cationes sustituidos en el complejo de cambio pasan a la solución del suelo y posteriormente son fácilmente perdidos hacia el drenaje por el proceso de lixiviación (Colima, 2005).

7.13 Absorción de los vegetales.

El proceso de absorción de nutrimentos por la planta estará condicionado a los factores como: clima, estacionalidad y eventos fortuitos (volcanes, tormentas y deslizamientos, huracanes y deshielos). Por ejemplo, la absorción de un catión (Ca^{2+}) implica que la raíz del árbol devuelva dos equivalentes protónicos (H^+) para equilibrar el potencial (figura 2e). Considerando la alta demanda que los árboles tienen de bases intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ y Na^+) los aportes de H^+ por esta vía resulta significativa en la acidez del suelo (MacFadyen, 1987. Oden (1976) calculó que un pino aporta $3400 \text{ cmolha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de iones H^+ por la captura neta de bases intercambiables y Skifington (1987) la calculó en $80\,000 \text{ cmol de H}^+ \text{ ha}^{-1}\text{año}^{-1}$ para un suelo agrícola.

Este proceso de acidificación conlleva a una disminución en la saturación de bases en la región coloidal y con su consecuente disminución en pH (Skeffington, 1987 en Calva & Nieto 2015).

7.14 Capacidad de Intercambio Catiónico.

La capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) es una medida de la cantidad de cargas negativas presentes en las superficies de los minerales y componentes orgánicos del suelo (arcilla, materia orgánica o sustancias húmicas) y representa la cantidad de cationes que las superficies pueden retener (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ etc.). Estos serán intercambiados por otros cationes o iones de hidrógeno presentes en la solución del suelo y liberados por las raíces. El nivel de CIC indica la habilidad de los suelos arenosos o pobres en materia orgánica (Calva & Nieto 2015). Así, la CIC es la capacidad del suelo para retener e intercambiar diferentes elementos minerales. Esta capacidad aumenta notablemente con la presencia de materia orgánica, y podría decirse que es la base de lo que se llama fertilidad del suelo.

El contenido de arcilla es importante, debido a que estas pequeñas partículas tienen una relación alta de área superficial a volumen. Los diferentes tipos de arcillas presentan diferentes valores de la CIC.

7.15 Porcentaje de Saturación de Bases.

En el suelo se encuentran los cationes ácidos (hidrógeno y aluminio) y los cationes básicos (calcio, magnesio, potasio y sodio). La proporción de los cationes básicos que ocupan posiciones en los coloides del suelo se refiere al porcentaje de saturación de bases. La saturación de bases se relaciona con el pH del suelo (FAO). El porcentaje de saturación de bases indica los sitios de intercambio que están ocupados por las

denominadas bases intercambiables: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , y Na^+ a quienes se les considera como índices de fertilidad del suelo (Jaramillo, 2012).

8. ZONA DE ESTUDIO.

Parque Nacional Izta-Popo

El Parque Nacional Izta-popo se localiza aproximadamente a 65 km al sureste de la Ciudad de México y a 45 km al Oeste de la ciudad de Puebla. Comprende una superficie de 25679 ha, ubicado en cuatro municipios del Estado de México, cinco del Estado de Puebla y uno del Estado de Morelos (CONAP-SEMATNAT, 2013)

Se creó el Parque Nacional Izta-popo por decreto presidencial el 29 de octubre de 1935 y publicado el 8 de noviembre de ese mismo año. Se indicaba como límite del parque la cota de los 3,000 msnm. Años después obedeciendo el programa de industrialización del Gobierno Federal se redujeron sus límites a la cota de los 3600 msnm y hasta a los 5286 msnm emitido el 15 de octubre de 1947 y publicado en el diario oficial el 11 de febrero de 1948, donde se decretó a favor de la compañía de las Fábricas de papel de San Rafael y Anexas, S.A.

El macizo montañoso formado por los volcanes Iztaccíhuatl y Popocatepetl también lo forman otros dos (Tláloc y Telapón) tiene unos 40 km de largo orientados en dirección norte-sur y aproximadamente 15 km de ancho de este a oeste, ambos se encuentran unidos por un amplio valle en el que se localiza el Paso de Cortés.

De acuerdo con la clasificación de la Organización Mundial para la Alimentación y Agricultura (FAO), las unidades de suelo presentes en el área del Parque (CONAP, 2013) son:

Litsoles. Suelos someros con menos de 0.1 m de espesor, son suelos delgados de recién formación, formados sobre tepetates y que conservan las características del material parental, generalmente son poco desarrollados debido a la velocidad de percolación del agua que impide el establecimiento de algún tipo de vegetación, se les localiza en los “valles” de la mujer dormida y lo que aunado al clima están presente a altitudes mayores de 4,000 msnm dificulta el desarrollo del suelo.

Regosoles. Son suelos formados a partir de material suelto como arena, grava o piedra; son generalmente claros y se parecen a la roca que los subyace, son someros y de fertilidad variable, en el parque se localizan a altitudes por debajo de los 3,900 msnm y normalmente son pobres en contenido de materias orgánicas y nutrientes.

Andosoles. Se derivan de cenizas volcánicas recientes, por lo que son suelos ligeros con alta retención de humedad y buen contenido de nutrientes, así como con un alto contenido de materia orgánica; pueden formar andosoles húmicos. Se presentan en aéreas forestales poco alteradas y también andosoles vítreos en zonas con vegetación de coníferas cuando presentan más del 60% de vidrios, ceniza volcánica y texturas gruesas.

Fluvisoles: Son suelos formados en cañadas, escurrimientos y zonas de depósitos de material reciente; de textura gruesa (altamente pedregosos), su fertilidad es baja debido al escaso contenido de nutrimentos, el agua se infiltra rápidamente, se localizan en cañadas y abanicos aluviales.

Clima. Templado, subhúmedo, con lluvias de verano, con temperatura media anual que oscila entre 2 y 0°C y el mes más frío es enero con temperatura de 10.9°C y la del mes más cálido es abril con 15.4°C. La precipitación anual es de 1092 milímetros,

siendo febrero el mes más seco y julio el más húmedo con 2280 milímetros de precipitación. El porcentaje de lluvia invernal es de 3.57%. (CONAP, 2012).

Por su latitud el Parque se ubica en la región de los vientos alisios, en una zona donde predominan las circulaciones de tipo conectivo local, lo cual hace posible una gran estabilidad meteorológica durante la mayor parte del año (CONANP, 2012). Los vientos dominantes son de norte a sur en el invierno y durante los meses de agosto a septiembre varían de oeste a este de marzo a julio, (Noyola & Méndez, 2012).

Correa (1995) referido por Vargas (1977), citó que la actividad del Popocatepetl se había incrementado generando 1,200 tn/día de dióxido de azufre, y en Mayo-Junio de 1994 se había registrado 3,000 tn/día. Factores como frecuencia, dirección e intensidad de vientos son determinantes en el alcance de humos fumarolicos describiendo una trayectoria parabólica, lo cual determina su depósito en el entorno.

Los análisis realizados a las cenizas del volcán Popocatepetl, muestran que la mayoría está constituida por fragmentos de roca volcánica, tanto del domo actual como de rocas más antiguas. También contiene cristales de feldespatos y piroxenas, y en ocasiones de olivino o anfíbol, además de pequeñas cantidades de minerales. en algunas de las erupciones, la ceniza esta compuesta de pómez, tanto clara como oscura, que refleja su diferente contenido de sílice y minerales ferromagnesianos. (CENAPRED, SEGOB Y UNAM. 2001).

9. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.

El Parque Nacional Izta-Popo se ubica en la parte central del Eje Volcánico Transmexicano, ocupando parte de la Sierra Nevada en su porción. La Fig.4 muestra la zona de estudio Paraje “Dos Aguas”, con coordenadas $19^{\circ}13'39''$ Latitud Norte y $98^{\circ}43'35''$ Longitud Oeste en la zona de San Rafael, se llega por la carretera Federal México-Cuatla /Chalco-Amecameca de Juárez, a Tlalmanalco, Estado de México. Rumbo al paraje Nexcoalango en el km 13 se realizó el perfil del suelo, por razones de seguridad se ubicó a más de 100 m de distancia de los perfiles del año 1993, 1999 y 2012.

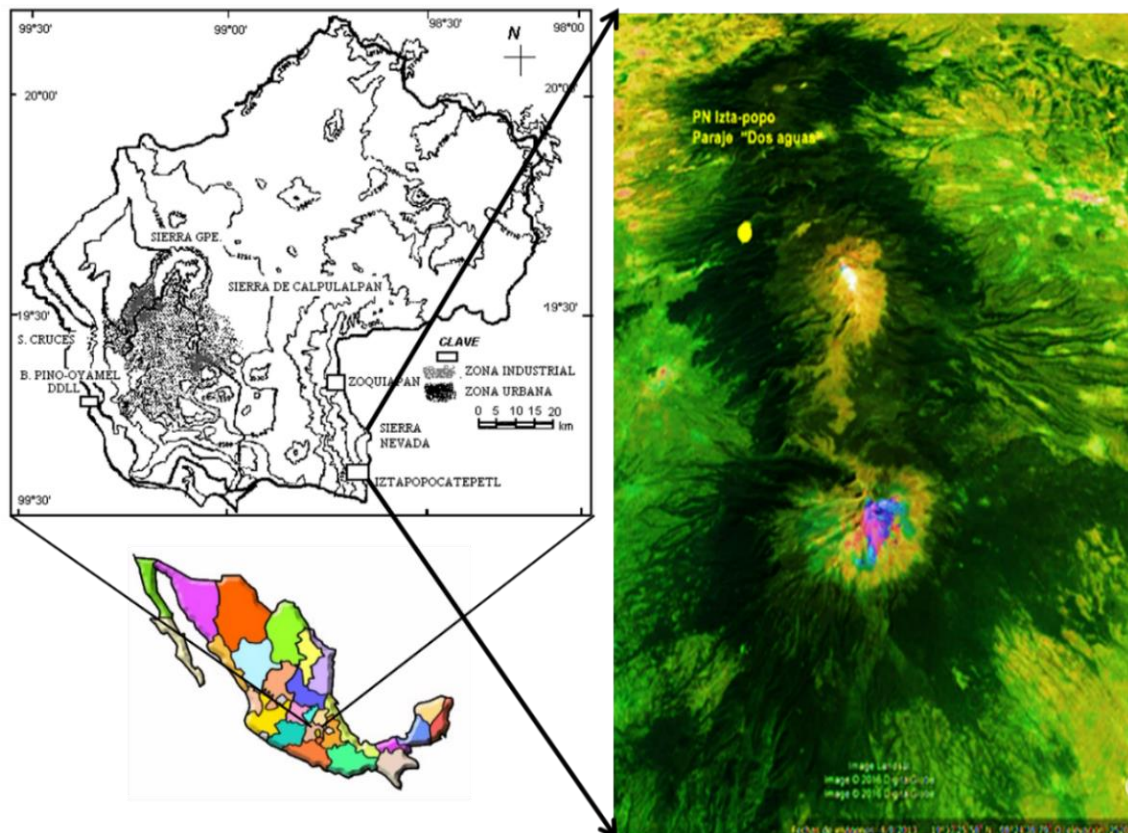


Figura 4. Ubicación del paraje “Dos aguas” en el PN Izta-popo. Tomado de Google Earth, 2018.

10. METODOLOGÍA

10.1 Fase de gabinete.

El presente estudio forma parte del programa “Evaluación de los efectos ecológicos provocados por el depósito atmosférico en el bosque de pino-oyamel de la Cuenca de México”. La selección de la zona, se realizó a partir un estudio previo Considerando que en esta zona se realizaron muestreos en los años 1993, 1999 (Chavarría, 2005); a fin de dar continuidad a una de las zonas evaluadas anteriormente (Chavarría, 2005). Se tomó en cuenta su cercanía a la ZMVM, las emisiones volcánicas y su origen ígneo; el suelo de este Parque es afectado por la deposición ácida y la especie dominante es *Abies religiosa*.

10.2 Fase de campo.

La toma de muestra se llevó a cabo en el mes de Septiembre del año 2012 y Noviembre del 2016 (Figs 5 y 6). Se realizó la caracterización ecológica del sitio de acuerdo a Siebe (1996), también se describió morfológicamente el perfil de suelo (FAO, 1990). Se cavó un perfil edáfico con pico y pala, descubriendo una cara vertical que representando la composición del suelo de la superficie hasta una profundidad aproximada de 1.20 m, manteniendo la misma profundidad con los perfiles anteriores, a una distancia de 3 metros entre la toma de los años anteriores 1993, 1999 y 2012 de acuerdo a la metodología descrita por Kuylenstierna (2001)



Figura 5 Perfil de suelo año 2012

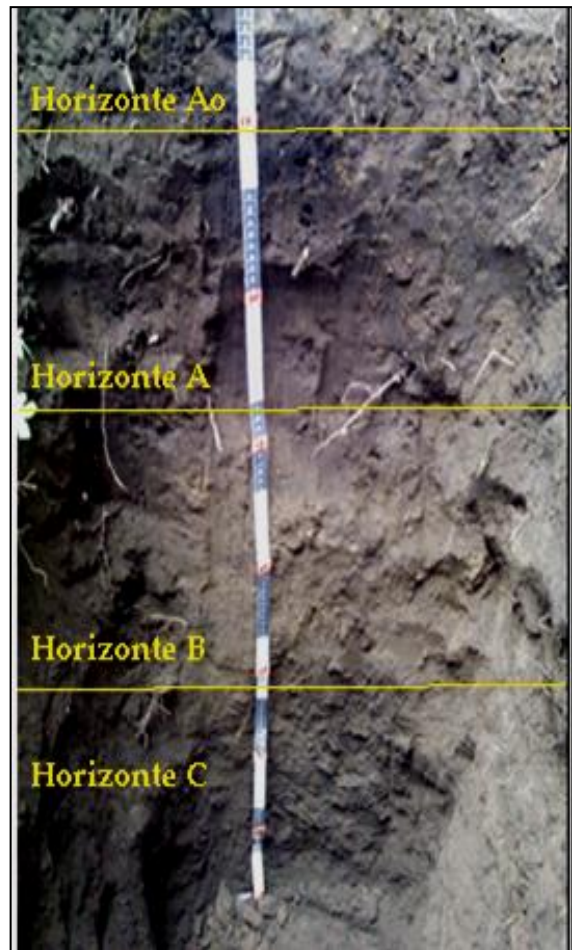


Figura 6. Perfil de suelo año 2016

Se colectaron 8 muestras a lo largo del perfil (figura 6 inciso a), cada muestra se recolectó con intervalos de 15 cm (Technical Manual for soil and vegetation monitoring in East Asia) se tomó 1 kg aproximadamente de cada muestra almacenándolas en bolsas de polietileno (figura 7 inciso B), se etiquetaron y se llevaron al Laboratorio de Contaminación Atmosférica de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza. Las muestras de suelo se secaron a temperatura ambiente, en charolas con papel estroza, después se tamizaron en malla de 2 mm, se almacenaron

en bolsas de plástico y se etiquetaron y se colocaron en un lugar fresco para su posterior análisis.



Figura 7. Toma de muestra del perfil.

Los métodos empleados para determinar las propiedades físicas y químicas son las reportadas en los manuales: Technical Manual for Soil and Vegetation Monitoring in East Asia (2000) e ISRIC procedures for soil analysis technical (FAO). Todos los análisis se realizaron por triplicado. Se realizó un perfil del sitio de muestreo para hacer la comparación con los índices registrados con anterioridad.

A cada muestra se le determinaron las siguientes propiedades:

10.3 Análisis físicos

Las variables analizadas fueron: color de suelo por comparación en tablas Munsell, densidad aparente (método del terrón y parafina), densidad real (método del picnómetro), densidad aparente utilizando la técnica del terrón parafinado, la Textura del suelo se obtuvo mediante la técnica (Bouyocos), el porcentaje de espacio poroso

se estableció mediante la relación de la densidad aparente entre la densidad real sustituyendo valores en la ecuación: $(1-DA/DR) \times 100$ (Elliott *et al*, 1999).

10.4 Análisis químicos

El pH potencial del suelo se determinó con una solución de KCl 1M y el pH activo con agua destilada ambos con una relación 1:2, se agitaron durante una hora y se tomó la lectura en un potenciómetro previamente calibrado con soluciones amortiguadoras (pH 4 y 7), la conductividad eléctrica se realizó con una dilución 1:2 con KCl, en un conductímetro marca Hanna, las muestras se procesaron agitando la suspensión durante 1 hora, después se tomó la lectura del sobrenadante y se registró de temperatura; el fósforo extractable (Figura 9) por medio del método Bray 1 (Bray & Kurtz 1945), por el método del nefelómetro se determinó el contenido del ion sulfato (Figura 8A).

El porcentaje de materia orgánica (Figura 8B) se cuantificó por vía húmeda (método de Walkey-Black), la CIC y el %SB por el método de extracción con acetato de amonio a pH 7 (ISRIC 2002), se leyó en un equipo de Absorción Atómica marca Varian, perteneciente a la Facultad de Estudios Zaragoza, UNAM. La longitud de onda para cada una de las bases fueron: Na⁺ (589 nm), K⁺ (766.5 nm), Ca²⁺ (422.7 nm) y Mg²⁺ (285.2 nm); para determinar la CIC se leyó el catión Na⁺ a una longitud de onda 589 nm. Cada uno de los parámetros se realizó por triplicado y para cada horizonte.

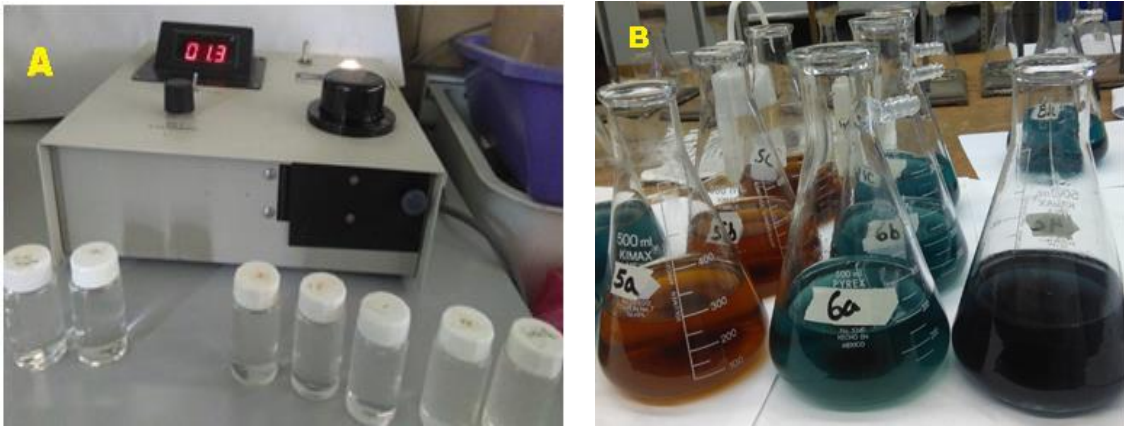


Figura 8. Determinación de sulfatos y de materia orgánica



Figura 9. Cuantificación de fósforo.

10.5 Análisis estadístico.

Los datos obtenidos fueron sometidos a un análisis de la varianza multifactorial mediante el paquete estadístico Statgraphis Centurion VIII, y la prueba de LDS para identificar diferencia entre los parámetros físico-químicos del suelo, agrupándolos en paquetes de variables por año (factor t_{1993} & t_{1999} & t_{2012} & t_{2016}) (Sampieri 2007). Mediante método gráfico se interpretó la tendencia de las variables.

11. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

11.1 Descripción zona de estudio.

El sitio de muestreo es una ladera irregular de exposición noreste, a 2937 msnm, con pendiente aproximada de 3°, sin actividad antropogénica y erosión pero con signos de incendio, El estrato arbóreo está representado con un 70%, 20% el arbustivo y 10% el herbáceo. El estrato arbóreo presentaba signos de daño en corteza y despunte. El suelo no se observó compactación la composición de la hoja rasca era un 5% de pino y suelo muy húmedo. Bosque mixto de especies de *Pinus* y de *Abies religiosa*, con vegetación de la familia Rosaceae y Asteraceae. Los dos perfiles presentaron un suelo desarrollado (120 cm de profundidad), con una marcada diferenciación entre los horizontes A, B y C, color 10 YR/4/3 (anexo 1) en el horizonte superficial debido a su alto contenido de materia orgánica, con estructura granulosa y resistente. El material parental es roca pómez de color amarillo-marrón.

11.2 Sensibilidad de los suelos de la escala SEI.

De acuerdo a la escala del SEI, en el año 1993 el valor del índice de sensibilidad a la acidez se encontró entre 1 y 2 considerando al ecosistema como sensible a la acidificación (cuadro 3); en el año 1999 a la profundidad de 75 cm el valor cambió de 1 a 2 aumentando su capacidad buffer en este horizonte, siendo que 1 es el valor de mayor sensibilidad y 5 corresponde la menor (cuadro 3), en el año 2012 en los horizontes 45, 105 y 120 cm el índice cambio de 1 a 2 siendo más resistente a los cambios de acidez, se considera que las sustancias acidificantes se lixiviaron y aceleraron la meteorización hacia la profundidad de 105-120 cm donde tienen origen la mayoría de los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+ (Kuylenstierna, 2001); y en el año

2016, en los horizontes 30 y 45 cm el índice disminuyó de un valor de 2 a 1 considerando que hubo una disminución en el contenido de arcilla y a la profundidad de 90 cm el índice cambio de 1 a 2 un aumento de la capacidad buffer del suelo y el porcentaje de saturación de bases del suelo.

La saturación de bases representa los minerales y cationes intercambiables que se encuentran en el suelo y tienen una tasa alta de intemperismo por ello SEI propuso 5 categorías. Del total de registros para los años 1993, 1999, 2012 y 2016, se determinó que el 90.6% quedo en la primera categoría (20-40%) y el resto 9.4% para 20-40%. De acuerdo a ello la saturación de bases explica la capacidad buffer del suelo en relación al proceso de mineralización.

Como se observa en el cuadro 3 en las columnas del CIC para los años 1993, 1999, 2012 y 2016 del total de registros el 25% correspondieron a la tercera categoría (>25 meq/100g), propuesto para SEI y el resto, 75% correspondió a 10-25 meq/100g de suelo, no hubo registro para el menor a 10 meq/100g. Finalmente se determinó una media sensibilidad del suelo al depósito ácido en la San Rafael, del PN Izta-popo.

Otro factor⁴ determinante el índice es el material de origen y el tipo de Andosoles, que se asocia con zonas montañosas y a cenizas volcánicas. En el caso del suelo del paraje Dos Aguas es un suelo bien desarrollado con una capa de materia orgánica bien formada. Otro factor que contribuye al aumento de los cationes es el lavado fustal de copa sumado al atmosférico.

Cuadro 3. Clasificación de CIC, %SB e índice de sensibilidad en el periodo 1993-2016

Profundidad	%SB 1993	CIC 1993 cmolkg ⁻¹	Valor sensibilidad 1993	% SB 1999	CIC1999 cmolkg ⁻¹	Valor sensibilidad 1999	% SB 2012	CIC 2012 cmolkg ⁻¹	Valor sensibilidad 2012	%SB 2016	CIC 2016 cmolkg ⁻¹	Valor sensibilidad 2016
15	1.62	32.5	2	0.93	33.6	2	9.77	29.41	2	10.33	35.01	2
30	4.99	27.13	2	0.73	37.4	2	8.27	25.23	2	14.61	17.74	1
45	6.13	23.7	1	1	23.6	1	20.16	13.39	2	13.77	17.89	1
60	5.72	21.71	1	2.12	24	1	14.44	19.12	1	12.52	15.85	1
75	4.44	20.67	1	1.59	30	2	17.12	13.67	1	10.69	19.89	1
90	2.95	20.1	1	2.43	17.2	1	16.66	16.04	1	9.47	31.08	2
105	7.95	19.51	1	5.45	20.4	1	19.94	18.54	2	13.57	26.25	2
120	2.09	18.4	1	5.45	18.57	1	24.38	14.6	2	27.05	21.99	2

En el mapa global elaborado por el SEI, la meseta central México (Fig. 10) tiene un nivel de sensibilidad de 2 a 3 determinado a través de los mapas de tipo de suelo, CIC y %SB de la FAO. El índice de sensibilidad en general hasta el año 2016 se mantiene entre 1 y 2, con tendencia a disminuir, con la degradación de arcilla en los horizontes superficiales, y en el horizonte mineral tiende a aumentar; el limo es la fuente de cationes para amortiguar la acidez del suelo forestal de la zona, probablemente la causa de la meteorización acelerada es el depósito ácido que impacta en el suelo del paraje de San Rafael.

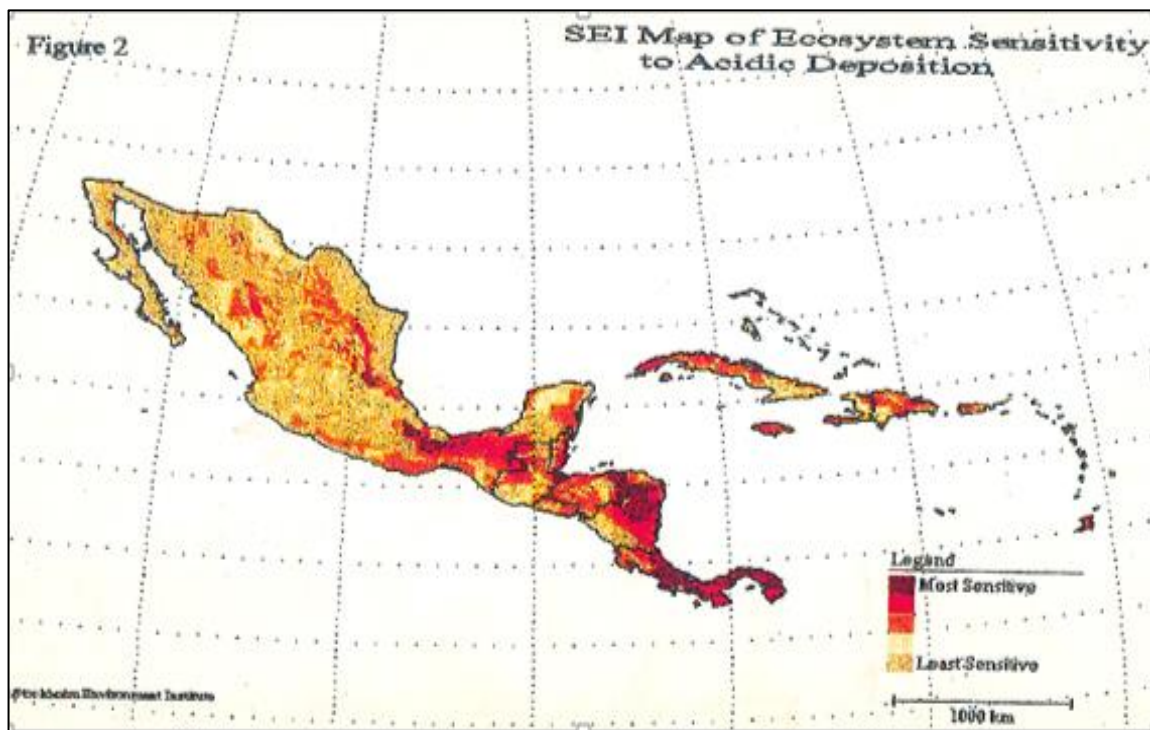
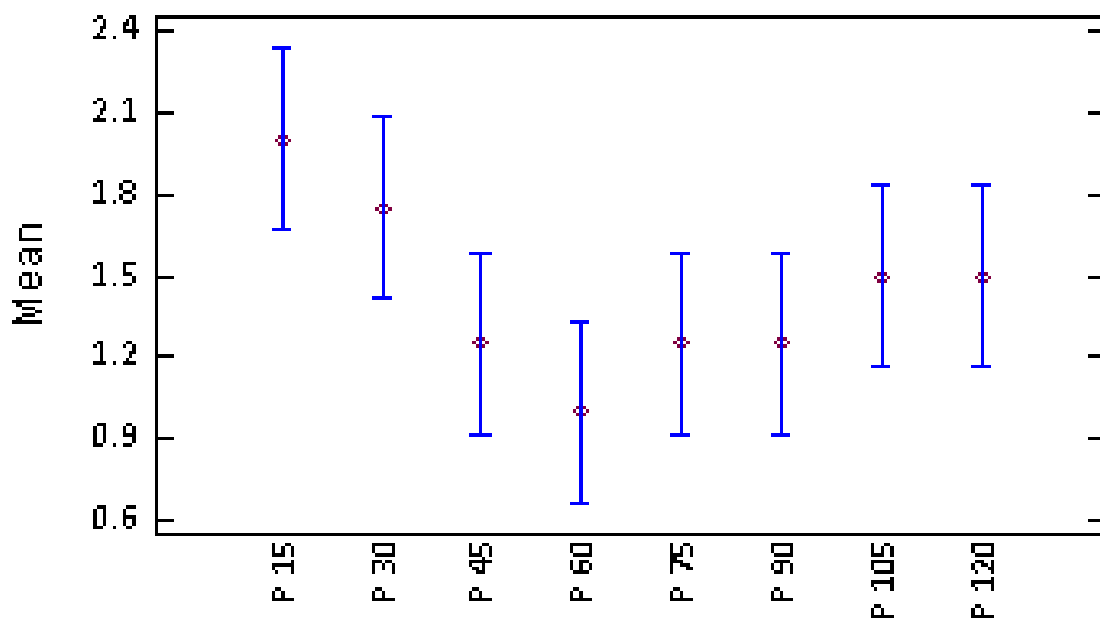


Figura 10. Mapa del SEI, vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres al depósito ácido en México.

La figura 11 muestra la comparación de medias del índice de sensibilidad en el período 1993-2016 con respecto a la profundidad por el método de diferencia mínima significativa (LDS) con un intervalo de confianza del 95%, se analiza que a la profundidad 45 a 90 cm no hay diferencias significativas, la capacidad amortiguadora

es mayor en este horizonte (horizonte B) como lo muestra la figura 13. Entre el horizonte A y el horizonte B hay diferencia significativa, en el horizonte A la capacidad buffer del suelo tiene un origen diferente al horizonte B, hay una disminución de cationes intercambiables para contrarrestar la acidificación. A la profundidad de 105-120 cm no hay diferencia significativa; con respecto al horizonte B, el depósito ácido no tiene un mayor impacto sobre el horizonte mineral a diferencia del horizonte A.

Figura11 Comparación de medias del índice de sensibilidad.



Los suelos que tienen un rango de pH entre 7 y 5.5, no contiene carbonatos libres. La capacidad amortiguadora de estos suelos se debe al intercambio de la acidez adicionada como sales con capacidad acidificante H^+ o Al^{+3} por los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , retenidos por las cargas negativas de las arcillas y de las sustancias húmicas (Zapata, 2002).

11.3 Propiedades físicas

11.3.1 Textura.

Investigaciones realizadas en la región central de Europa y Norteamérica y países tropicales de América del sur confirmaron que el proceso de intemperismo podría acelerarse en décadas por el efecto de corrosivo de los ácidos. (Rodhle *et al*, 1988)

11.3.1.1 Porciento de arcilla.

Las arcillas son consideradas como coloides minerales, su tamaño menor a $2\ \mu\text{m}$ forma una gran superficie de contacto, que realiza la adsorción de cationes presentes en su entorno, esta propiedad es la responsable de aumentar la capacidad de intercambio catiónico esta dependerá de su tamaño y del tipo de arcilla, por ejemplo la caolinita presenta una capacidad de cambio de bases entre $2\text{-}15\ \text{cmol}(+)\text{kg}^{-1}$, la illita de $10\text{-}50\ \text{cmol}(+)\ \text{kg}$ y la montmorillonita de $80\text{-}150\ \text{cmol}(+)\text{kg}$, entre otras (Thiers, 2014), algunas de ellas se encuentran en los andosoles volcánicos.

En la figura 12 se muestra que el contenido de arcilla que disminuyó de 10% y 5% para los años 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta), respectivamente los años 1993 y 1999 con tendencia a aumentar con respecto a la profundidad, la disminución en el porcentaje del 20%.

La tendencia en el contenido de arcilla en el año 2016 la cantidad de arcillas disminuyo en comparación con años anteriores, con un probable agotamiento de estas.

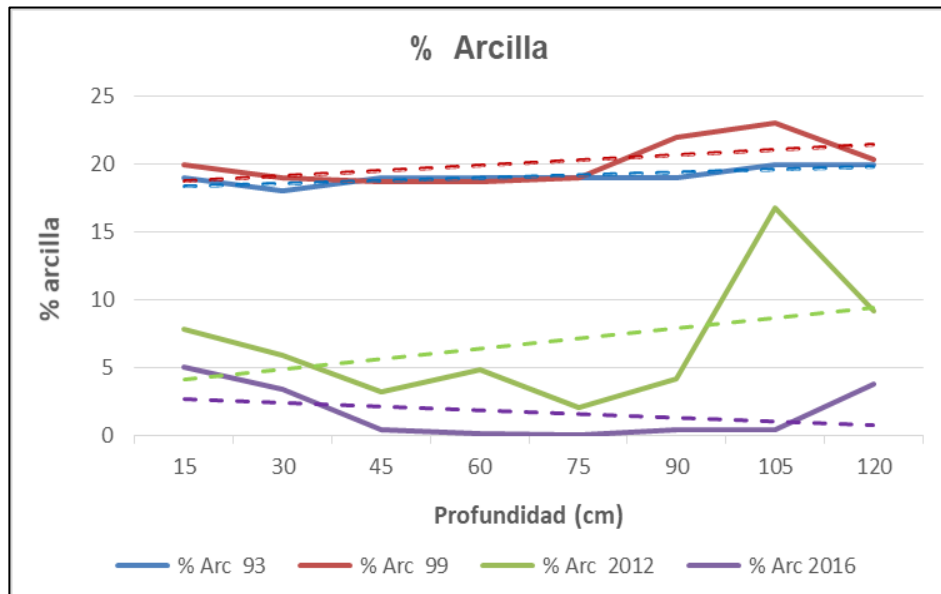


Figura 12. Contenido de arcilla en el periodo 1993-2016. La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo

11.3.1.2 Porcentaje de limo.

Un aumento en el contenido de limos es el resultado de la degradación del material arenoso ya que este tipo de partícula es la que domina en este suelo, el desgaste o meteorización es propiciado por las sustancias acidificantes depositadas en el suelo las cuales también provocan un decremento en el porcentaje del contenido de arcillas afectando negativamente la capacidad de intercambio catiónico, (Chavarría, 2005).

En la Figura 23 la cantidad de limo en los años 1993 (línea azul) y 1999 (línea roja), se encontró entre 5 y 10%; en el año 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) la cantidad de limos aumentó a 70% en la profundidad 15-45 cm con tendencia disminuir con la profundidad. Rampazzo en 1992 encontró que el depósito ácido en un bosque de *Ficus sylvatica* aceleró los procesos de intemperismo dando como resultado mayores contenidos de limo y la iluviación de arcillas

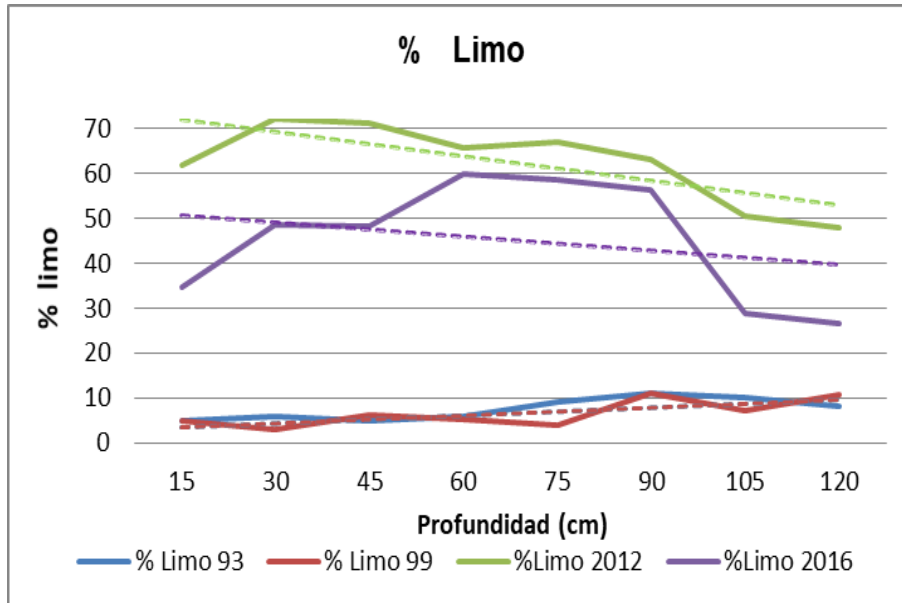


Figura 13. Contenido en porcentaje de limo en el período en los años 1993, 1999, 2012 y 2016. La línea punteada indica la tendencia de cada año de muestreo.

11.3.3 Porcentaje de arena.

En la Figura 14 la cantidad de arena para los años 1993 (línea azul) y 1999 (línea rojo) es similar entre 70-80%, con tendencia a disminuir a mayor profundidad, en el año 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) la cantidad de arena es la menor con tendencia a aumentar con la profundidad, posiblemente la degradación de arcillas y limos por el depósito de sustancias ácidas, originaron el cambio en el comportamiento de la tendencia. La disminución de la materia orgánica el suelo podría tener mayor compactación y por ende la presencia menor de poros, impidiendo una rápida infiltración del agua (Chavarría, 2005).

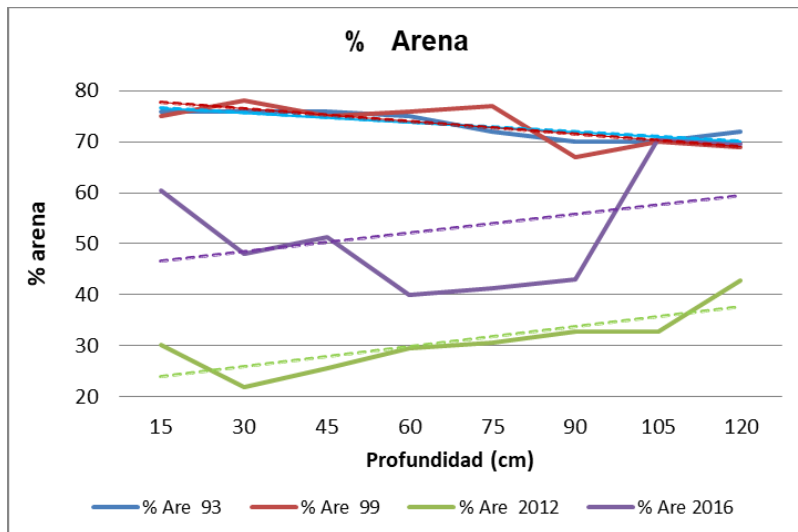


Figura 14. Contenido en porcentaje de arena en el período 1993-2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

La gráfica 15 muestra el diagrama de dispersión de arcilla, limo y arenas. El contenido de arcilla, tiene una mayor modificación durante el período en estudio. El contenido de limo y arcilla son impactados por el depósito ácido, lo que podemos deducir que la capacidad amortiguadora de las arcillas, ha disminuido la capacidad buffer de los horizontes A y B, y en horizonte C es poco el efecto de meteorización sobre el material parental.

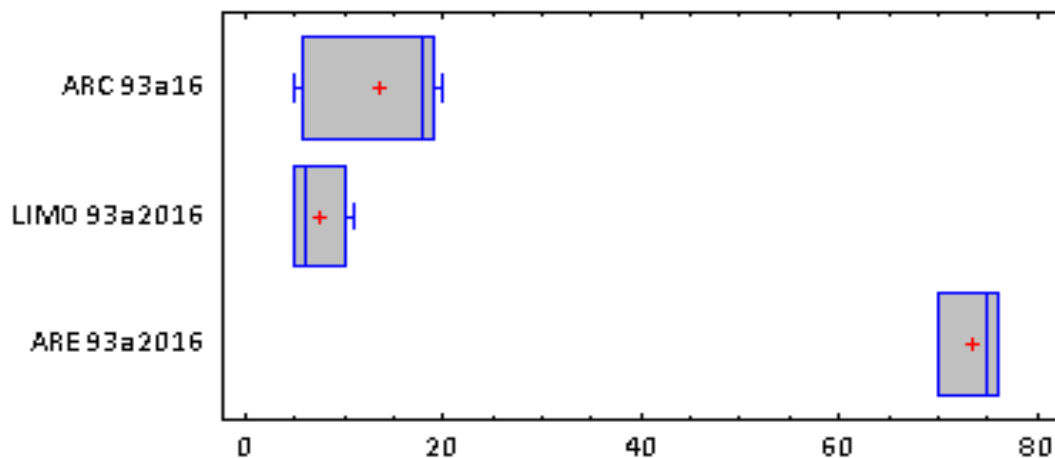


Figura 15. Diagrama de dispersión de arcilla, limo y arena en los años 1993, 1999, 2012 y 2016.

Asadu *et al* (1997), publicó evidencias importantes a la CIC por parte de fracciones granulométricas más gruesas limos y arena; Peinemann *et al* (1998), obtuvieron valores medios de CIC de 22.3 $\text{cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$, en la fracción de limo fino, 14.1 $\text{cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$, en la fracción de limo medio y 9.2 $\text{cmol}(+)\text{Kg}^{-1}$, en la fracción de limogruoso.

En la Figura 16 se puede observar el comportamiento de la densidad aparente, respecto a la media con un intervalo de confianza del 95% por el método del valor de la mínima significancia, que existe diferencia significativa entre todos los años, como menciona Calva (2016), el depósito ácido aumentan el proceso de intemperismo, en los bosques de oyamel que rodean a la ZMVM, encontró variación en la proporción Arcilla-Limo-Arena, y es posible que se deba a la destrucción de las arcillas, efecto de los cationes monovalente y divalentes, retenidos en la solución del suelo que se intercambian con la fracción mineral.

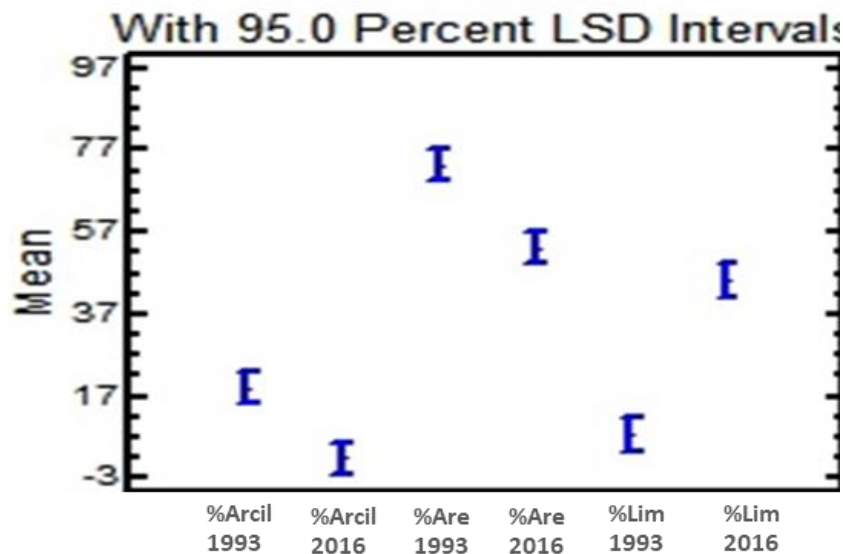


Figura 16. Muestra la comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para el porcentaje de arcilla, arena y limo los años 1993 y 2016 respectivamente.

La fragmentación de las macromoléculas (proteínas, polisacáridos) por la actividad microbiana permite la liberación de los cationes (H^+ , NH_4^+) y las arcillas con carga negativa, la materia orgánica en sus diferentes estados de desintegración.

Las arcillas de mayor capacidad de intercambio esta la montmorillonita (80-100 meq/100 g), la materia orgánica (200-400 meq/100 g) y la arena (1-5 meq/100 g). A medida que las arcillas se desplazan a profundidades mayores la química ejercida por los microorganismos están presentes hasta 70 cm de profundidad.

11.3.2 Densidad aparente.

La densidad aparente del suelo varía de acuerdo al estado de agregación, al contenido de agua y la proporción del volumen ocupado por los espacios intersticiales, indica el grado de deterioro del suelo ya que su valor aumenta si se produce una degradación en la estructura, cuando hay pérdida de materia orgánica con el aumento del grado de compactación (Jaramillo, 2002).

Al morir la vegetación de forma masiva los espacios ocupados por sus raíces quedan libres para que el agua circule, éste proceso se repite en el ecosistema por que las emisiones de gases H_2S afectan la vegetación del sotobosque.

La densidad del suelo del año 1993 al 2016 va de valores de 0.85- 1.36 gcm^{-3} determinando su origen volcánico, y lo reportado por Fitzpatrick, (1978) en suelos de origen volcánico la densidad aparente tiene valores entre 0.85 y 0.9 gcm^{-3} .

Como se observa en la Figura 17, los períodos de muestreo de 1993 (línea azul) 1999 (línea roja) y 2012 (línea verde) la tendencia es un aumento con respecto a la profundidad (figura17), y para el muestreo del año 2016 (línea violeta) disminuye hacia el horizonte mineral.

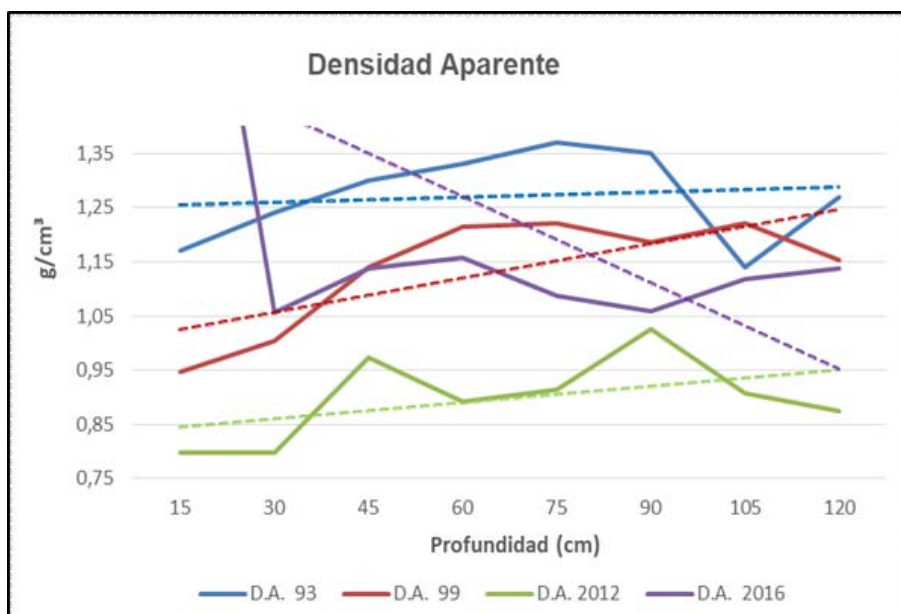


Figura 17. Densidad aparente en el período 1993-2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

Uno de los efectos de la acidez del suelo es la meteorización de las partículas del suelo (Binkley & Richter, 1987), las primeras en ser afectadas son las arcillas las cuales dejan un espacio libre entre las diversas láminas que las constituyen, en las diferentes profundidades, que implican un aumento en el espacio poroso provocando una disminución en la densidad aparente (Chavarría, 2005).

11.3.3 Densidad real.

La densidad real es el peso de las partículas sólidas del suelo, relacionado con el volumen que ocupan, sin tener en cuenta su organización en el suelo, es decir, sin involucrar en el volumen el espacio ocupado por los poros; se deduce entonces, su dependencia de la composición mineral del suelo y del contenido de algunos sólidos especiales en él, como la materia orgánica y los óxidos de hierro (Jaramillo, 2002).

En la figura 18 los cambios en la densidad real en el suelo originan una disminución de 2.7 a 1.5 gcm⁻³ a la profundidad de 75 cm para el año 1993 (línea azul) con tendencia descendente con respecto a la profundidad, la disminución de materia orgánica produce este efecto, el porcentaje de espacio poroso, influyen en el decremento de la densidad real dado que esta propiedad está relacionada con el drenaje, aireación, retención de humedad, compactación. Cuando el valor aumenta empieza a desfavorecer un buen desarrollo radicular (Acevedo *et al* 2010).

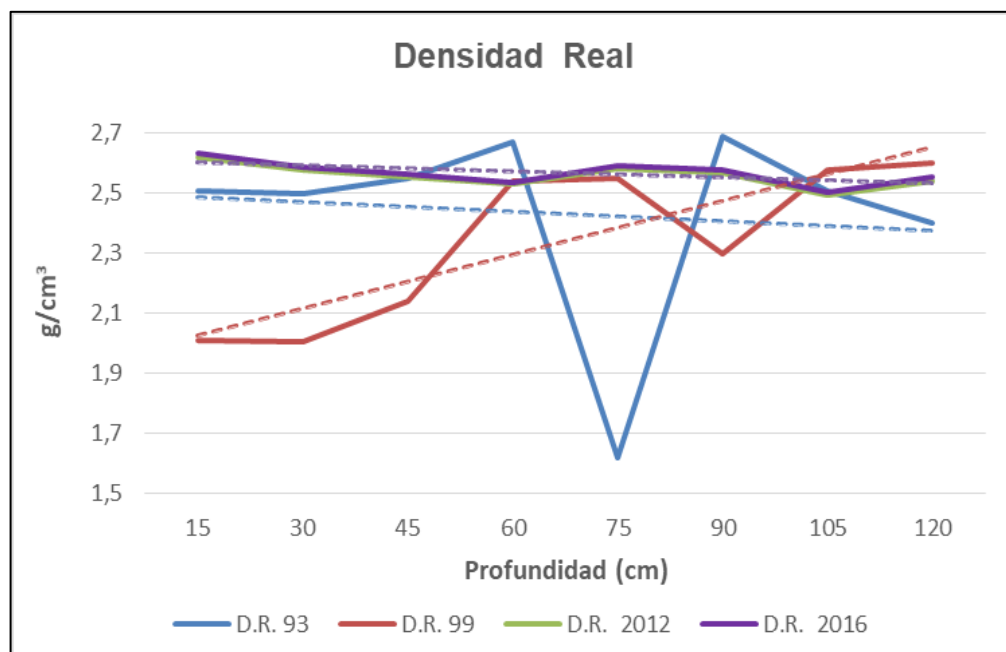


Figura 18. Densidad real en el período 1993-2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

En los 1999 (línea roja), 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) la tendencia aumenta hacia los horizontes más profundos los valores oscilan entre 2.5-2.7 gcm⁻³. A fin de comprobar, lo aseverado se realizó una comparación de medias.

La Figura 19 muestra la comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% por el método del valor de la mínima significancia de la densidad aparente y

real. Existe diferencia significativa en la densidad aparente entre todos los años de muestreo.

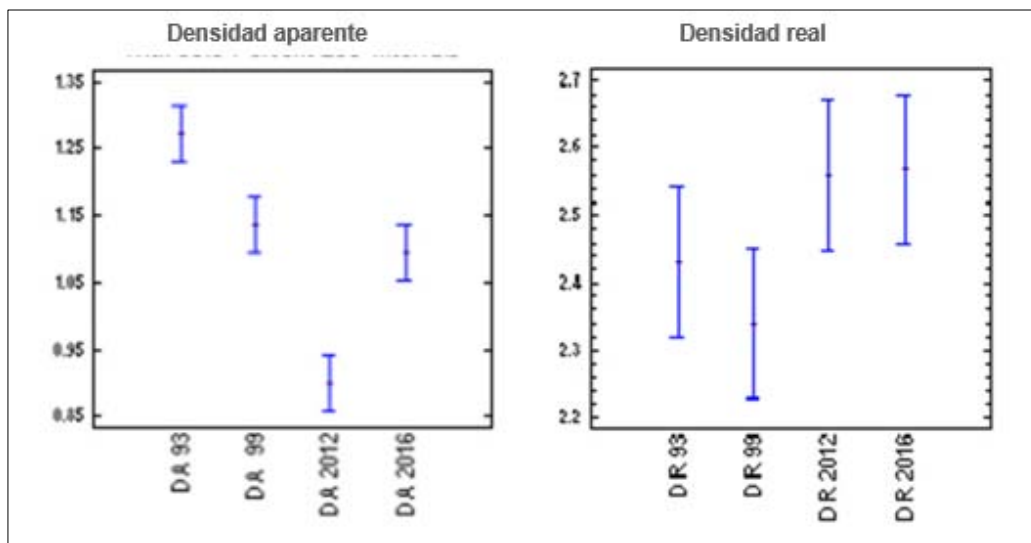


Figura 19. Muestra la comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para la densidad aparente y densidad real.

Analizando la densidad real (Figura 19 derecha) no existe diferencia significativa entre los años 1993 y 1999, la capacidad amortiguadora del ecosistema para esos años se mantuvo estable. Respecto a los años 2012 y 2016 se determinó que no existe diferencia significativa, sin embargo del años 1993 al 2012 la densidad real podría verse afectado por el agotamiento de partículas fina en este caso de arcillas, como los reporta Acevedo (*et al* 2010) cuando la densidad real tiende a aumentar, indica la presencia de materiales menos intemperizados.

El intervalo de confianza de la variable densidad real se amplió, indicando que se requiere aumentar el número de muestras.

11.4 Parámetros químicos.

11.4.1 pH real.

El pH es la medida de la concentración de protones en la suspensión suelo agua o suelo solución. El pH está íntimamente relacionado con la fuente de protones, de

esta manera es posible asociar cual es la sustancia presente en el suelo responsable de un determinado valor de pH. (Zapata, 2002).

En la figura 20 se observa que el pH real en el año 1993 (línea azul) fluctúa entre los valores 6.4 a 7, considerándose de acuerdo a la NOM-021 un suelo no ácido, podría deberse a que los cationes derivados de la materia orgánica y del material parental amortiguan la acidez. El año 1999 (línea roja) es el año de más acidez, el valor menor es de (4.9-5.5), lo que puede indicar una lixiviación de cationes del horizonte superior hacia los inferiores, se sugiere que se debe a la actividad del volcán a partir del año 1994 (Chavarría, 2005).

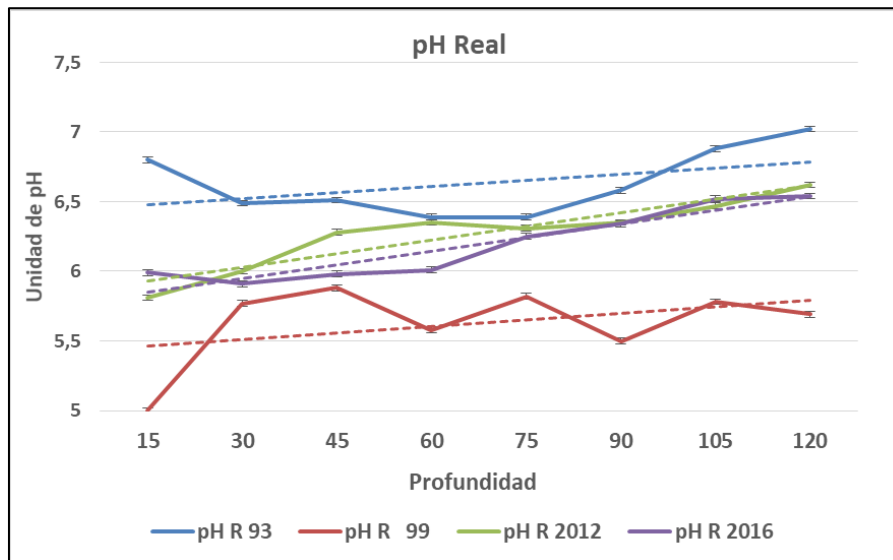


Figura 20. pH real de los cuatro años de muestreo 1993, 1999, 2012, 2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

Para 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) la tendencia es similar, de un intervalo de 6.0 a 6.5 unidades de pH. En todos los años la tendencia es ascendente en relación a la profundidad. Los perfiles de los años 1993 (línea azul), 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta), no están dentro de los valores que se consideran como suelos ácidos (véase cuadro 4).

Es posible hacer referencia que la disminución en la acidez del suelo podría deberse a dos factores; que las emisiones volcánicas incrementan el contenido de Mg^{2+} , Cu^{2+} y Zn^{2+} por la ceniza volcánica (Marín, 2008).

Clasificación del pH de acuerdo con la NOM-021.

De acuerdo a la Norma Oficial Mexicana los valores de pH en los suelos se clasifican como se muestra en la siguiente tabla.

Cuadro 4. Clasificación del suelo de acuerdo con el valor de pH.

Clasificación	Valor del pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1- 6.5
Neutro	6.6 – 7.3
Medianamente alcalino	7.4-8.5
Fuerte mente alcalino	<8.5

La influencia más grande del pH en el desarrollo de las plantas se efectúa en la disponibilidad de nutrientes ya que está relacionado con la saturación de bases.

Podemos considerar que la reactivación del volcán Popocatepetl en el año 1994, hasta el año 2001 podría ser una causa del depósito ácido a la zona, aportando mayor cantidad de cargas negativas (SO_4^{2-} , H_2S) para neutralizar los protones (H^+) (Skeffington, 1987).

11.4.2 pH potencial.

El incremento del valor del pH es originado por una alta acumulación de H^+ , proveniente de la atmósfera lixiviando las bases intercambiables retenidas en los coloides del suelo por fuerzas electrostáticas.

En la Figura 21 el año 1993 (línea azul) se observó que descendió en el intervalo de 5.9 -5.0 unidades de pH, con una diferencia de 0.9 unidades y en 1999 (línea roja) entre 4.9-5.5 con tendencia a disminuir con la profundidad; esta conducta podría deberse al agotamiento de todos los cationes (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} ,) contenidos en el suelo, perdiendo capacidad de amortiguadora frente al depósito ácido a partir del año 1994 con la reactivación del volcán Popocatepetl y al aumento de la materia orgánica.

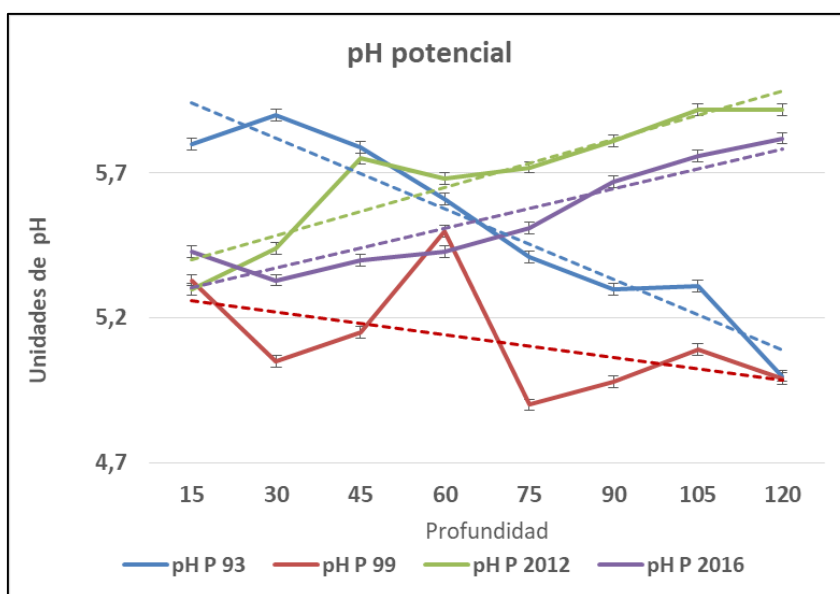


Figura 21. pH potencial para el período 1993 – 2016. La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo. El color azul representa el año 1993.

En el muestreo correspondiente a los años 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta), se determinó un comportamiento ascendente iniciando con un pH de 5.6 en el horizonte superficial y de pH de 5.8 en la profundidad de 120 cm, teniendo mayor capacidad de amortiguamiento en el horizonte mineral. Siendo una variable que se rige por escala logarítmica, los cambios en la fracción de unidad podían tener relevancia correspondiente a 1993 (línea azul) y 2016 (línea violeta).

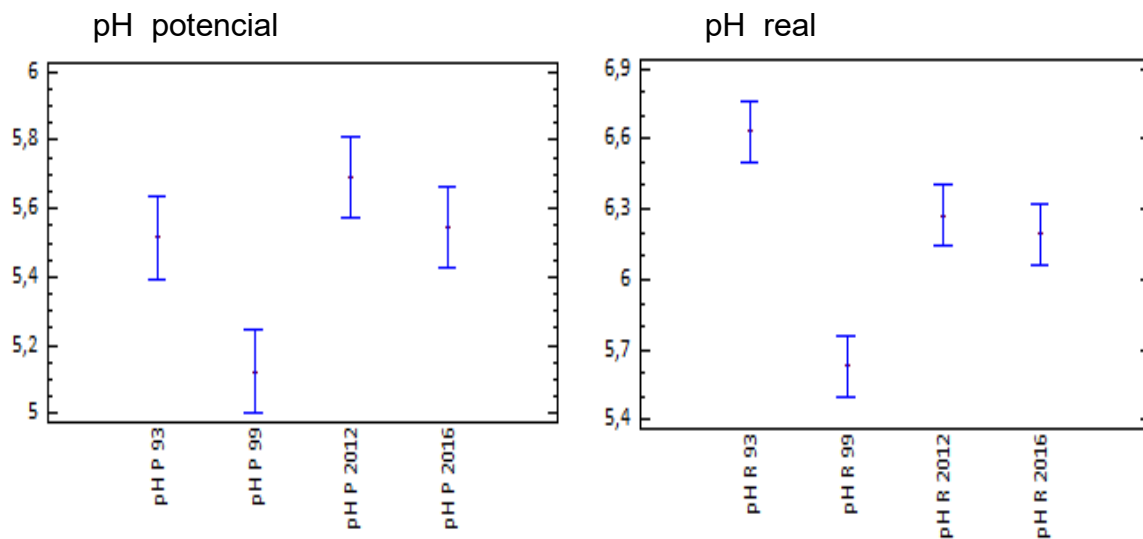


Figura 22. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para pH real y pH potencial.

En la figura 22 muestra la comparación de medias del pH potencial y real en sus cuatro muestreos, aplicando el método de diferencia mínima significativa (LDS) con un intervalo de confianza del 95%, se puede atribuir al depósito ácido, que aumenta la fuente de H^+ iniciando el proceso de acidificación del suelo (Skeffington, 1987), en 1994 y 1999 el efecto ácido acumulado aceleró la meteorización y la cantidad de cationes aumenta y amortiguando la acidez para los siguientes años 2012 y 2016. En pH's cercanos al 5.6 hay una concentración H^+ de $10^{-5.6}$ mol/L en agua de lluvia (20%) de HCO_3^- se disocia el ácido carbónico; pero esto no sucede en el suelo, porque los feldespatos intervienen en la reacción, ellos constituyen el 59% de las rocas ígneas (Millar *et al* 1981).

Respecto al pH real, se determinó que hay diferencia significativa del año 1993 con respecto a los demás períodos, así mismo el período 1999 mostró diferencia significativa con los años 1993, 2012 y 2016; por el contrario entre los años 2012 y 2016 se determinó que no hay diferencia significativa.

El incremento de la acidez a partir del año 1994, con la actividad del volcán Popocatepetl, bajando el pH a niveles ácidos, y disminuyendo su capacidad de amortiguación. El depósito ácido afecta cambiando el pH inhibiendo la actividad biológica, la estructura del suelo ocasionando la lixiviación de arcillas y disminución de arcillas modificando su textura disminuyendo la cantidad de bases intercambiables y la Capacidad de Intercambio Catiónico.

11.4.3 Contenido de materia orgánica.

La materia orgánica tiene alta afinidad por H^+ y Al^{3+} , el H^+ se encuentra libre en la solución del suelo y constituyen la acidez intercambiable con las sales de la solución (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+) sin embargo, los óxidos de aluminio y hierro son absorbidos con el catión Al^+ de la materia orgánica (Binkley & Richter, 1987). Es así como se puede explicar la disminución de la materia orgánica, de los años 1993 (línea azul) y 1999 (línea roja) (Figura 23), como se muestra la tendencia a disminuir con respecto a la profundidad.

Todos los años en los muestreos la conducta de la variable materia orgánica fue disminuir respecto a la profundidad.

En la Figura 23 se muestra que la cantidad de materia orgánica, en el año 1993 (línea azul), disminuye a lo largo del perfil, de 7.3 a 4.3%, dentro de la clasificación de suelos volcánicos se encuentra en un nivel medio a bajo de materia orgánica.

En el año 1999 hay un aumento de la materia orgánica con respecto a los demás años, en el horizonte superficial se obtuvo un 9.5 % considerado como un valor medio, la actividad biológica es alterada por deposición ácida, dificultando ó acelerando su descomposición.

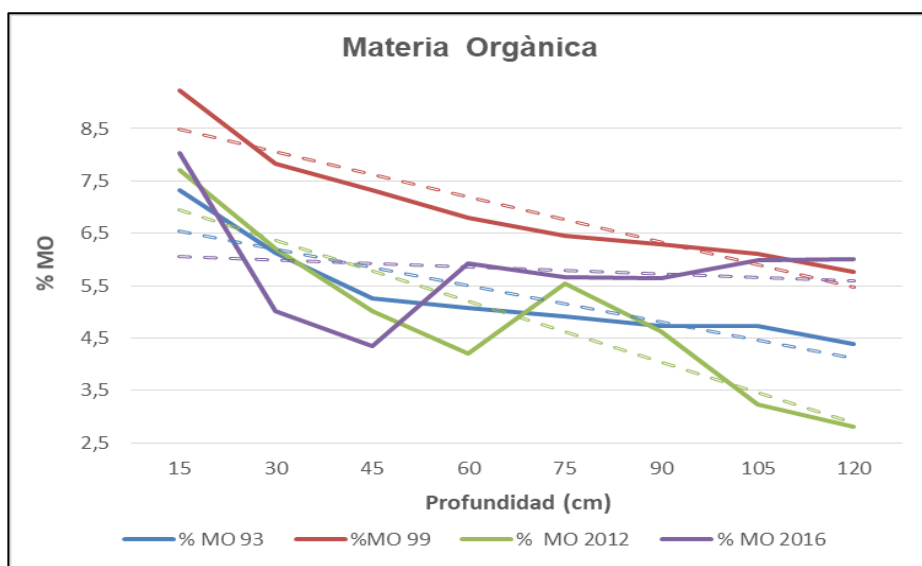


Figura 23. Contenido de materia orgànica en el periodo 1993- 2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada año de muestreo.

En todos los años la cantidad de materia orgànica se mantiene en el rango de 7 a 9 % en el horizonte superficial, en el año 2012 (línea verde) a la profundidad de 120 cm se registra la cantidad más baja.

Para el año 2016 (línea violeta) la cantidad de materia orgànica en el último horizonte aumento en comparación de los demás perfiles.

En la figura 24 se muestra la comparación de medias del parámetro materia orgànica por el método de diferencia mínima significativa (LDS) al 95% de confianza, del período 1993 al 2016, existe diferencia significativa del año 1999 con respecto a los años 1993, 2012 y 2016. La amplitud del intervalo de confianza se constituye con los valores de muestras, entre más amplio se requiere mayor número de muestras.

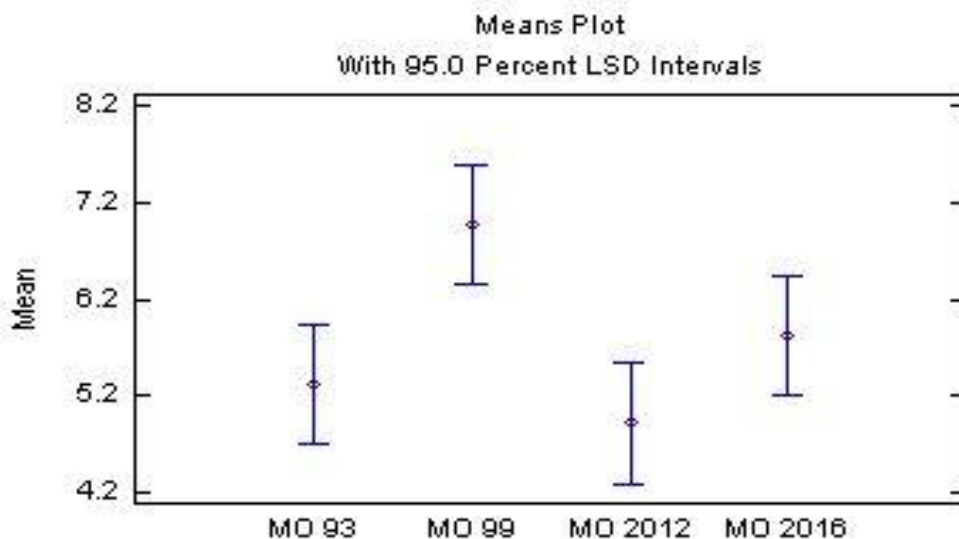


Figura 24. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% materia orgánica

Como se sabe la tasa de desintegración de la materia orgánica se debe a la temperatura y la precipitación, así como a la actividad microbiana; en el año 1999 la capacidad de amortiguación se considera afectada por el depósito ácido al disminuir la actividad microbiana y la tasa de desintegración.

11.4.4 Capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La materia orgánica tiene una débil influencia a la acidez del suelo, la tasa de acidez total sobre la intercambiable va a depender de la capacidad del complejo de cambio y de la saturación de las bases, especialmente reemplazando los cationes de la solución provenientes de las arcillas Caolinita, Vermiculita e Illita (trioctaedral y dioctaedral, respectivamente), no así para la montmorrillonita quien contribuye fuertemente para la acidez.

La capacidad de intercambio catiónico se refiere a la habilidad que tienen los suelos para absorber e intercambiar cationes y está influenciada por la presencia de cargas negativas en las arcillas y en la materia orgánica (Jaramillo, 2002).

En la Figura 25 el año 1993 (línea azul) se observó un menor intercambio catiónico en comparación a los otros años de muestreo, con un aumento a la profundidad de 105-120 cm donde se encuentra el material parental. Un incremento de la CIC en 1999, podría ser derivado de los altos contenidos de materia orgánica que se cuantificó en ese año (figura 22) ya que la materia coloidal tiene una función similar que las arcilla; favoreciendo la absorción de nutrientes de los árboles (Chavarría, 2005).

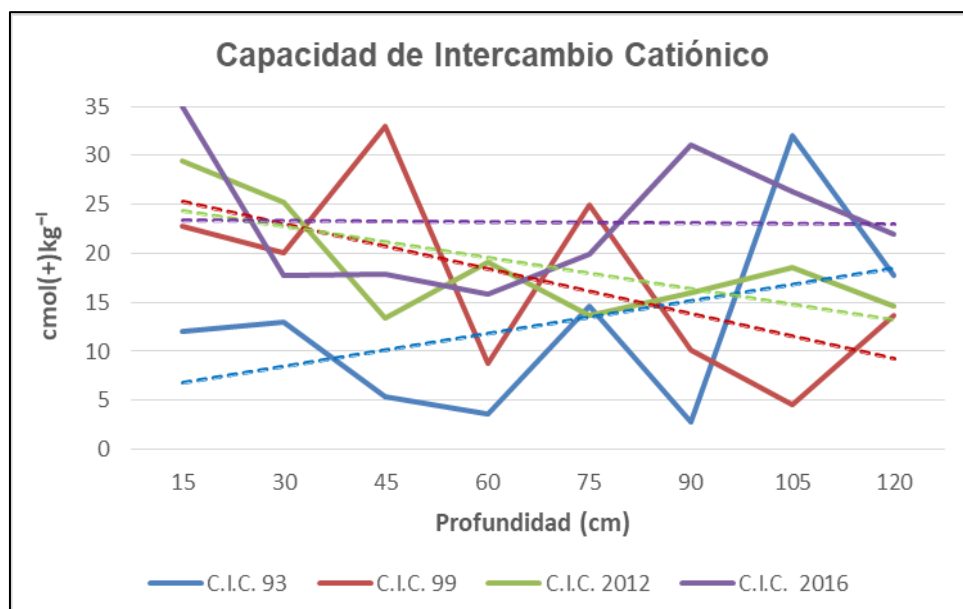


Figura 25. Capacidad de intercambio catiónico en el período 1993-2016. . La línea punteada marca la tendencia de cada año de muestreo.

Para el año 2012 es más uniforme el valor de la CIC, el contenido de arcilla disminuyó en comparación a años anteriores, en la materia orgánica tuvo un mínimo descenso en comparación a los años anteriores, el pH potencial esto podría indicar que la disponibilidad de iones intercambiables aumento en este año, repercutiendo con la capacidad buffer para disminuir la acidez del año anterior (1999). La CIC para el año 2016 (línea violeta) registra su mayor valor de 35 cmol kg^{-1} en la profundidad de 0-15 cm.

En la figura 26 se muestra la comparación de medias de la variable CIC por el método de diferencia mínima significativa (LDS) al 95% de confianza, del período 1993 al 2016. Se observa que no existe diferencia significativa del año 2016 con los años restantes de muestreo.

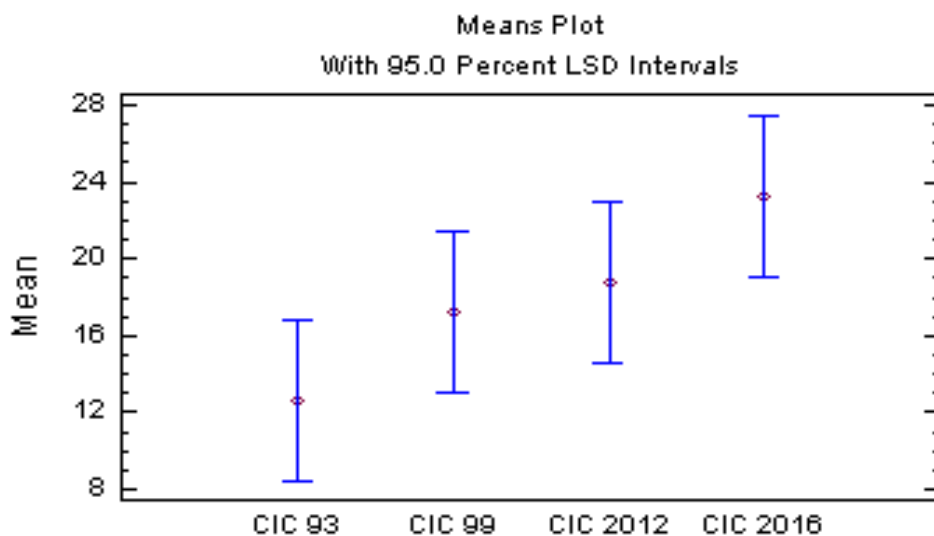


Figura 26. Muestra la comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para la capacidad de intercambio catiónico (CIC).

El Andosol está clasificado como poco sensible a la acidificación del ecosistema de acuerdo con McFee (1980) y Kuylenstierna (1989), Con los valores registrados de la CIC el suelo forestal de la zona es capaz de amortiguar las fluctuaciones en el pH, considerando que la zona está expuesta al intermitente depósito atmosférico, a un promedio anual de 1200 mm de precipitación y un incremento de temperatura.

11.4.5 Acidez intercambiable

Se reportan valores de 0.01-0.0815 cmolKg⁻¹ acidez intercambiable (anexo 2) considerando que una alta concentración es > 15cmolKg⁻¹ (Ortiz, 2004). Sposito (1996) afirma que la toxicidad del Al⁺ es el principal problema en suelos ácidos con pH inferiores a 5.5, en zonas templadas y del trópico, pero se plantea que en algunos

suelos ácidos ricos en materia orgánica nativa o enmiendas con grandes cantidades de residuos orgánicos, generalmente tienen bajas concentraciones de Al^+ , formando complejos con la materia orgánica, según los resultados encontrados en esta investigación deducimos que es baja la concentración y que existe una fuente orgánica que está reteniendo el Al^+ formando complejos los cuales no son tóxicos.

11.4.6 Porcentaje de Saturación de Bases.

De acuerdo con la clasificación del SEI una saturación de bases entre 20-40% el suelo se encuentra dentro o cerca del rango tampón del aluminio. El porcentaje de saturación de bases en los años 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) está dentro de este mecanismo de amortiguación, con respecto a los años 1993 (línea azul) y 1999 (línea roja) se encuentra en el rango de amortiguamiento del aluminio (0-20%).

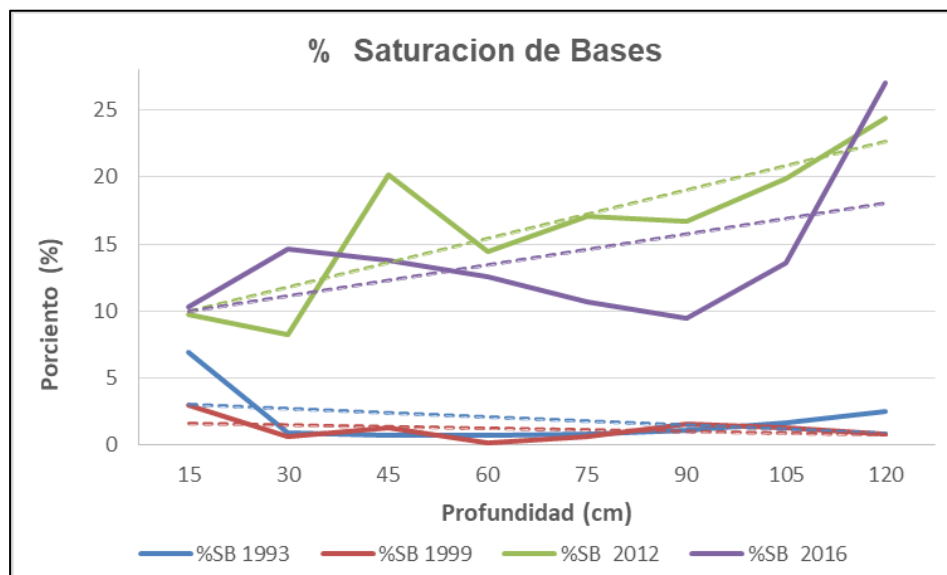


Figura 27. Porcentaje de saturación de bases en los años 1993, 1999, 2012 y 2016. La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

La Figura 28 muestra la comparación de medias de la variable porcentaje de saturación de bases por el método de diferencia mínima de significativa (LDS) al 95% de confianza de los periodos 1993, 1999 y 2016, se observa que no hay diferencia significativa entre los periodos 1993 y 1999 aun cuando en estricto se requiere una aplicación y prueba de hipótesis (figura 26), en 2012 y 2016; existe diferencia significativa con respecto al año 1993 y 1999.

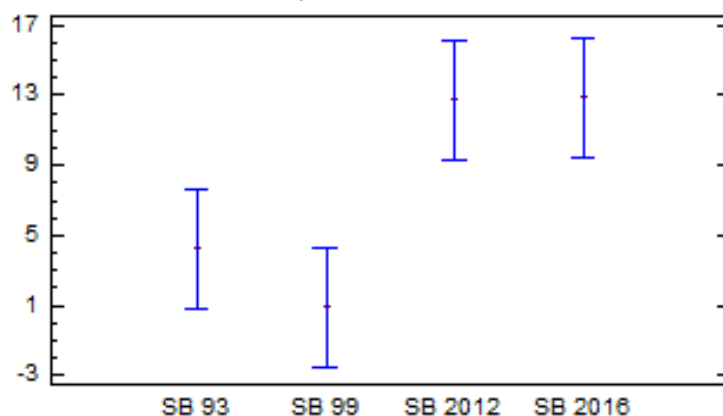


Figura 28. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% para el porcentaje de saturación de bases en el periodo 1993-2016.

Con valores menores a 20 de % SB, y pH entre 3.8-7.0 no se determinó acidez en el suelo forestal de San Rafael, contrasta con lo dicho por Oden (1970), que determinó la acidez en suelo con 10-20 %SB y a un pH de 3.4-4.0.

11.4.7 Cationes intercambiables.

11.4.7.1 Cation Ca.

El ecosistema tiene aporte de cationes cuando el lavado de las copas se lleva a cabo en la temporada húmeda y por el efecto de viento cuando sacude la copa de los árboles. Otro factor es el desgajamiento de la corteza y de las hojas.

En la Figura 29 observamos que en el año 1993 (línea azul), en el horizonte 15 cm se encuentra la mayor cantidad de Ca^{2+} (tomando con reserva este dato), de los cuatro perfiles. En el año 1999 (línea roja) hay una disminución a la profundidad de 60

cm. En los años 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) hay un aumento en la cantidad de calcio y su comportamiento es similar para ambos.

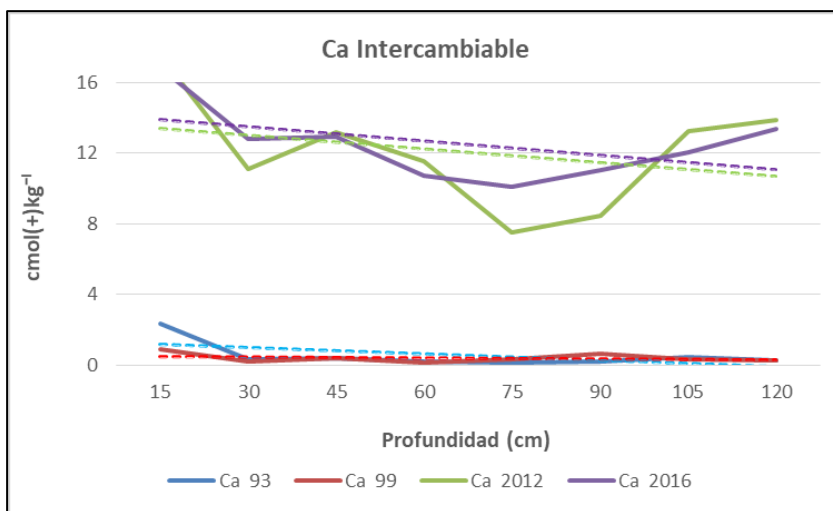


Figura 29. Concentración de cation Ca^{2+} en el periodo 1993-2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

Una de las disminuciones de Ca^{2+} puede ser atribuida a la acumulación de la Materia Orgánica, ya que es una fuente de este catión. Al no ser degradados los desechos de la vegetación, no se encuentran disponibles en el suelo (Figura 22) (Chavarría, 2005). Las acículas de las coníferas, tienen características ácidas, este tipo de hoja es relativamente pobre en celulosa y nitrógeno, pero rica en lignina; normalmente se acumula sobre la superficie del suelo, debido a sus lentas y bajas tasas de descomposición. (Thiers *et al*, 2014).

11.4.6.2 Cation Mg.

El Mg^{2+} se encuentra libre en la solución del suelo y es absorbido al complejo de cambio. La energía con la que es retenido es pequeña por lo que es fácilmente desplazado por la acción de lavado, es por ello que en los suelos ácidos o con un

exceso de Ca^{2+} o Na^+ , la absorción por las plantas es difícil y más si existe una adición de iones H^+ (Fuentes, 1999).

En la Figura 30, el año 1993 (línea azul), a la profundidad a 15 cm la concentración es mayor a todos los años ($68.36 \text{ cmolkg}^{-1}$), a la profundidad de 30 cm disminuye hasta 7.6 cmolkg^{-1} .

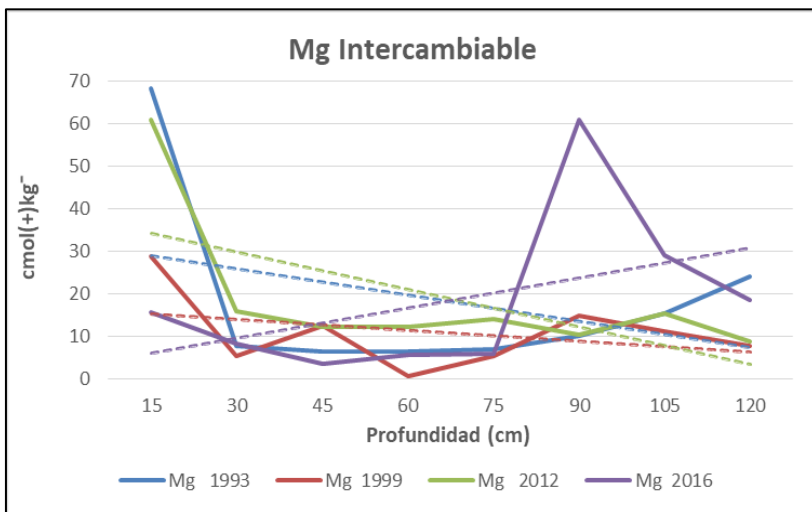


Figura 30. Concentraciones de Mg^{2+} en los años 1993, 1999, 2012 y 2016. La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

Esta disminución también está influenciada por un decremento en el valor de pH real con la consecuente el desplazamiento de este catión por el ion H^+ y por una alta acumulación de materia orgánica en el suelo de esta zona, al no ser degradada.

Aunque las aportaciones externas de la atmósfera pueden proporcionar una porción de la absorción de Mg^{2+} en un bosque, la principal fuente en el suelo es la erosión de los minerales primarios en el suelo. La mayor cantidad de Mg^{2+} en un ecosistema forestal se almacena dentro de los minerales del suelo por tanto no está disponible para la planta. (Huttil, 1997).

11.4.6.3 Catión K

En los años 1993 (línea azul) y 1999 (línea roja) de la Figura 31 el comportamiento de las curvas es casi homogéneo; para el año 2012 (línea verde)

aumentó la cantidad de potasio, y se observa una curva ascendente, y en el año 2016 (línea violeta) se encuentra la mayor cantidad en los horizontes más profundos del perfil.

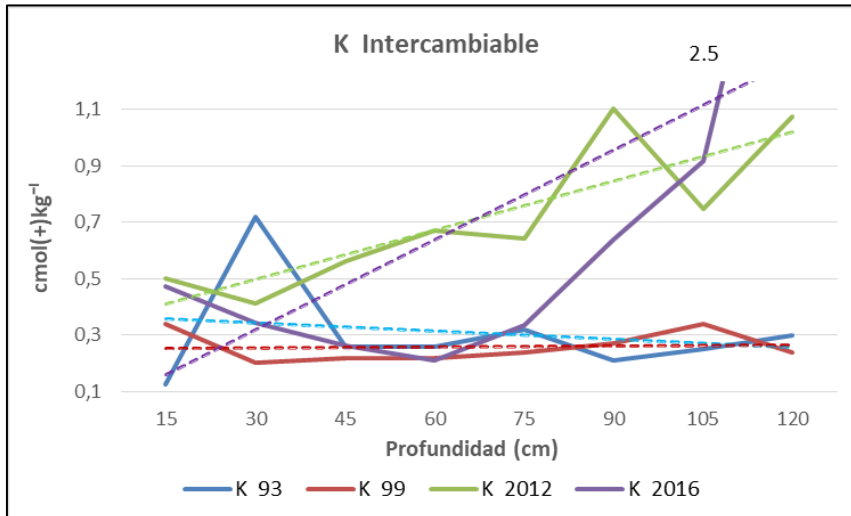


Figura 31. Contenido potasio en los años 1993, 1999, 2012 y 2016. La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

11.4.6.4 Cation Na

Al observar en la Figura 32 la profundidad de 30 cm del año 1993 (línea azul) se encuentra la mayor concentración de Na^+ con un intervalo de 1.5 – 3.7 cmol kg^{-1} . En el año 1999 (línea roja) la cantidad de Na^+ disminuyó con respecto al año anterior en promedio 0.83 cmol kg^{-1} .

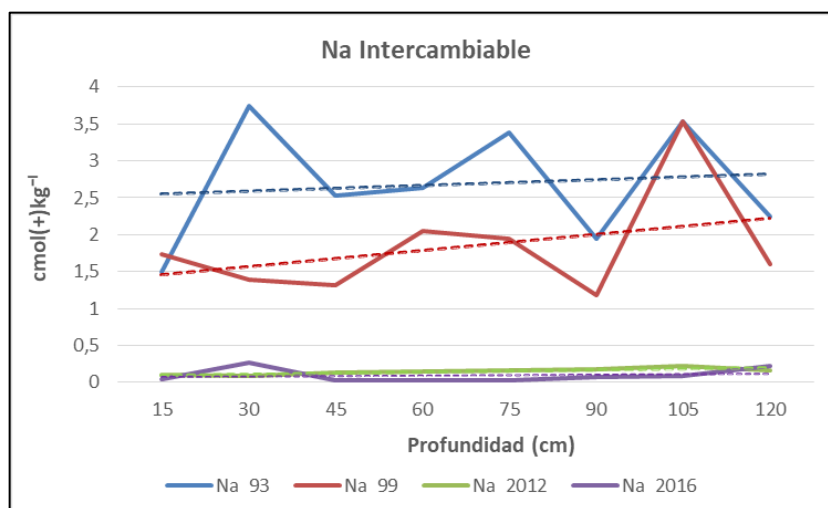


Figura 32. Contenido de Na intercambiable en el periodo 1993- 2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo.

En el año 2012 (línea verde) y 2016 (línea violeta) la cantidad de Na^+ disminuyó notablemente con un intervalo de 0- 0.5 cmolkg^{-1} para ambos años.

La figura 33 muestra la comparación de medias de las bases intercambiables por el método de diferencia mínima de significativa (LDS) al 95% de confianza, deducimos que el periodo 1993 al 2016 no existe diferencia significativa entre las bases monovalentes, pero si existe diferencia significativa entre el Ca^{2+} de los años 1993, 1999 y los años 2012 y 2016; existe diferencia significativa del catión Mg entre los años 1993, 2012 y 2016 con el cuantificado en el año 1999.

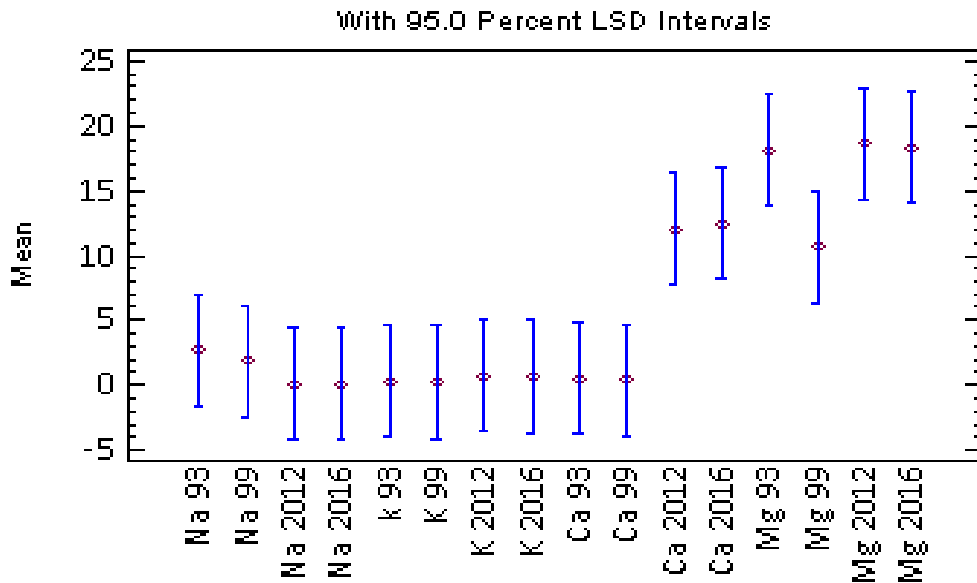


Figura 33. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% de los cationes Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Por el método de mínima significancia.

El aumento del catión Ca^{2+} y Mg^{2+} amortigua el efecto de acidificación de la zona, coincidiendo con Lui (2010) en suelos forestales de Dingshushan, el Ca^{2+} y Mg^{2+} intercambiable aumentó ante el depósito ácido a largo plazo de 13-52% y 9-23% respectivamente.

11.4.7 Contenido de sulfato.

En la figura 34 se observa, que en el año 1993 (línea azul) se presentan la concentración más baja de los cuatro horizontes a la profundidad 30 cm, en el año 1999 (línea roja) se presentan altas concentraciones con un intervalo de valores de 81.62-102.1 mg/ml, presentando dos horizontes con altas acumulaciones, a los 30 y 75 cm. En el año 2012 (línea verde) la concentración es similar al 2016 (línea violeta) hay una lixiviación de este ion hacia los horizontes más profundos.

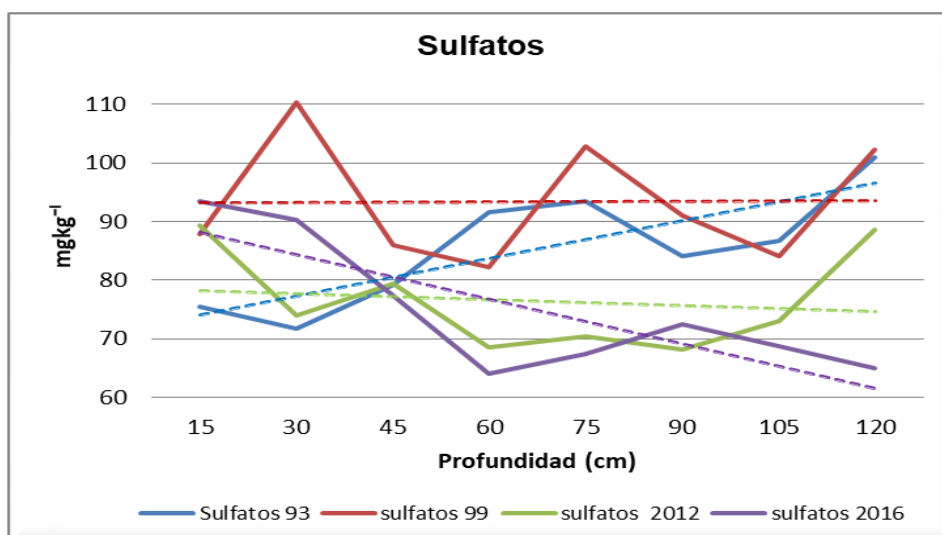


Figura 34. Contenido de ion sulfato en el período 1993 - 2016. . La línea punteada indica la tendencia de cada muestreo

La figura 35 muestra la comparación de medias del ion sulfato por el método de diferencia mínima de significativa (LDS) al 95% de confianza, deducimos que en el año 1999, la capacidad amortiguadora está influenciada por la acumulación de este ión. Los sulfatos son el principal anión en moverse entre la zona de la raíz y la solución del suelo, pero con la contribución del bicarbonato y aniones orgánicos (NO_3^- , PO_4^- , Cl^- , MoO_4^{2-}).

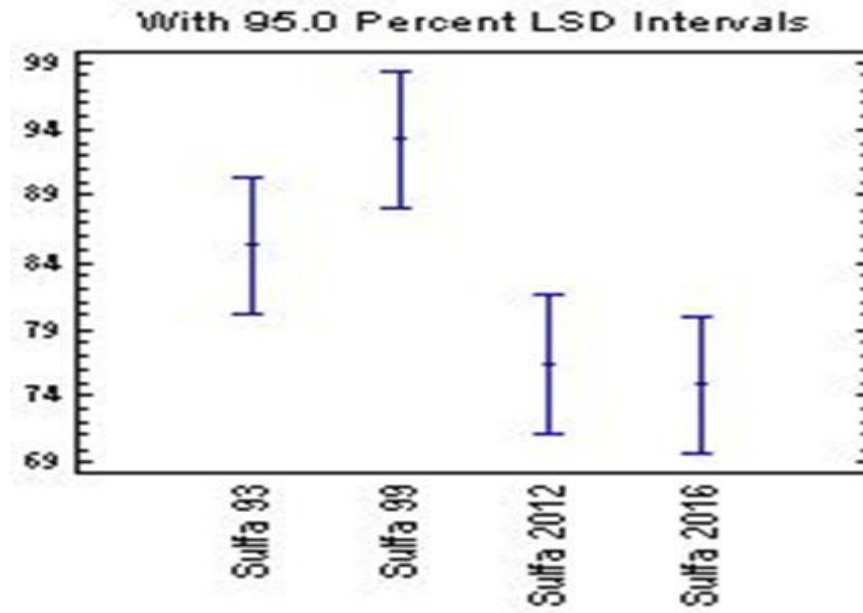


Figura 35. Comparación de medias con un intervalo de confianza del 95% del ion sulfato por el método de mínima significancia.

Se infiere que el azufre que llega a este ecosistema boscoso, es producto de las emanaciones de sulfuro de hidrógeno (H_2S) y óxido de azufre (SO_2) por parte del volcán Popocatépetl a partir del año 1994, estos compuestos se oxidan al contacto con el vapor de agua producto de la transpiración, produciendo ácido sulfúrico (H_2SO_4) componente importante en la lluvia ácida; aunado a ello, los vientos procedentes de la ZMVM traen consigo grandes cantidades de óxidos de azufre derivado de la combustión de gasolinas y de la industria. SMA, (2012) refiere que las cantidades de SO_2 en la atmósfera de la ciudad de México se encuentran dentro del rango establecido por la NOM-023-SSA1-1993; sin embargo, no cumple los estándares dictados por la OMS y US EPA.

12. CONCLUSIONES

- De acuerdo al Mapa Mundial publicado por el SEI, la parte central de México se define cómo moderadamente sensible lo cual se verifica in situ.
- El índice de sensibilidad al depósito ácido hasta el año 2016 se mantiene entre 1-2.
- La capacidad buffer se encuentra en el horizonte B, proporcionada por la fracción mineral de limos.
- Con la disminución de arcilla, arena, sulfatos y el aumento del porcentaje de limos, densidad real, capacidad de intercambio catiónico, porcentaje de saturación de bases, calcio intercambiable son la evidencia del depósito ácido atmosférico que impacta a la zona.
- Con el agotamiento de cationes divalentes principalmente, se argumenta que la fuente de acidez que impacta a la zona, son los gases de azufre emitidos por el Volcán Popocatepetl.
- El pH no es una variable confiable para determinar que la zona es sensible al depósito ácido coincidiendo con lo descrito por SEI.
- El mapa SEI sobre la sensibilidad a la acidez de los ecosistemas forestales marca un índice de 2-3, lo cual no se verifica.

ANEXOS.

Anexo 1. Color de suelo.

Profundidad (cm)	Color 93	Color 99	Color 2012	Color 2016
15	10YR2/1	5YR2.5/1	10YR2/2	10YR2/1
30	5YR2.5/1	10YR3/1	10YR2/3	10YR2/2
45	5YR2.5/2	10YR3/2	10YR2/4	10YR2/2
60	5YR2.5/3	5YR2.5/1	10YR2/5	10YR3/6
75	5YR2.5/4	5YR3/1	10YR2/6	10YR3/4
90	10YR2/1	10YR2/1	10YR2/7	10YR3/3
105	2.5R3/2	2.5Y2/6	10YR2/8	10YR3/2
120	2.5R3/3	10YR3/2	10YR2/9	10YR3/2

Anexo 2. Acidez intercambiable

Profund (cm)	Acidez intercam. mgkg^{-1}			
	Año 1993	Año 1999	Año 2012	Año 2016
15	0.01	0.07	0.01	0.02
30	0.07	0.07	0.01	0.01
45	0.07	0.07	0.01	0.01
60	0.04	0.07	0.00	0.01
75	0.01	0.01	0.00	0.01
90	0.01	0.01	0.00	0.01
105	0.01	0.01	0.00	0.01
120	0.07	0.08	0.00	0.01

Anexo 3. Conductividad eléctrica

Profund (cm)	Conduc. Eléctrica msm^{-1}	
	Año 2012	Año 2016
15	2.47	8.3
30	2.58	3.61
45	2.68	2.05
60	2.83	2.59
75	2.72	3.93
90	2.73	3.68
105	2.75	4.68
120	2.73	3.01

Anexo 4. Fósforo

Profund (cm)	Fósforo mgkg^{-1}	
	Año 2012	Año 2016
15	7.75	8.854
30	9.21	8.8
45	8.95	8.826
60	9.21	8.744
75	9.43	8.81
90	8.73	8.7
105	8.67	8.69
120	8.69	8.73

14. BIBLIOGRAFIA.

1. Acevedo S A, Valera P M A, Prieto G F. (2010) Propiedades físicas, químicas y mineralógicas de suelos forestales en Acaxochitlan, Hidalgo, México. Instituto de investigaciones en Ciencias de la Tierra. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca Hidalgo. México. pp 137-150
2. Alarcón, J. A.L. (2012). Lluvia ácida en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Evaluación y Trascendencia. Tesis de Maestría. UNAM.
3. Alvarado R. D. de Bauer L. I. and Galindo A. (1993). Declive of Sacred fir (*Abies Religiosa*) in a forest park south of México City, Enviroemntal pollution 80, Pp. 115-121.
4. Asadu CLA, Diels J, Vanlauwe B. (1997). A comparison of the contributions of clay, silt, and organic matter to the effective CEC of soils of subsahara Africa. Soil Sci. 162: 785-794.
5. Binkley D. and Richter D. (1987). Nutriet cycles and H⁺ budgests of forest ecosystems. Advances in Ecological research. vol. 16: 2-45.
6. Blank, L.W.; Roberts, T.M.; Skeffington, R.A. (1988). New perspectives on forest decline. Nature 336: 27-30.
7. Brady N.C., Well R. R., (1999). The nature and properties of soil. 12 th ed. Prentice Hall. 881 Pp.
8. Calva V.G., Nieto de P.M.C. (2015). Indicadores de acidificación del suelo: el por ciento de saturación de bases y la capacidad de intercambio catiónico. En: Cruz Flores y López López (Eds). Re-descubriendo el suelo: su importancia ecológica y agrícola. Ciudad de México. UNAM. Pp.149-171.
9. Calva V.G., Miranda J., Huerta-Arcos L., Cetina-Alcalá V., Nieto de Pola M.C.C.; (2017). Indicador SEI de la acidez del suelo en los Parques Nacionales Desierto de los Leones, Izta-popocatépetl y Zoquíapan. Rev. Científica Forestal en México. (En prensa).
10. Cantú, M., Becker, Bedano J. Schiavo H. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. Ciencia del Suelo. Vol. 25. No. 2. Argentina.

11. Carn S. A., Fioletov V. E., McLinden C. A., Li C., Krotkov N. A. (2017). A decade of global volcanic SO₂ emissions measured from space. *Scientific Reports*. Springer Nature.
12. Castro, S.J.M., González K.V., Hernández T. T.(1995). Metales pesados en los suelos del desierto de los leones, Distrito Federal. *Ciencia Forestal de México*.vol. 20 n.77.
13. Chavarría A. R.(2005). Cuantificación retrospectiva (1993-1999) de la depositación ácida en suelos forestales del Desierto de los Leones, Iztapopo y Zoquiapan, y determinación multielemental aplicando la técnica de Pixe. Tesis de licenciatura en biología. FES-Zaragoza. UNAM. 131 Pp.
14. CENAPRED, SEGOB Y UNAM (2001). Las cenizas volcánicas del Popocatépetl y sus efectos para la navegación e infraestructura aeroportuaria 163 Pp.
15. Cerón B R.M., Cerón B. J.G., Guerra S. J.J. (2012). Avances y perspectivas de la depositación ácida en México. UNACAR. México.115pp
16. Cinderby, S., (1998). Global assessment of ecosystem sensitivity to acid deposition. Versión 2. Stockholm environment institute. SI. Report.
17. Colegio de Postgraduados. 2001. Manual para la asignatura de edafología forestal. México.
18. CONAP. (2012) Programa de Manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatépetl. México. 125p. Disponible en http://iztapopo.conap.gob.mx/documentos/programa_de_manejo_izta-popo.pdf
19. CONAP (2013). Programa de manejo del Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatépetl
20. Cowling, E. (1982). An historical resume of progress in scientific and public understanding of acid precipitation and its biological consequences. En: *Acid precipitation: Effects on ecological systems* (F.M. D'itrin, ed.) Ann Arbor science, MI. pp.43-83.
21. Delgado G. H., Cardenas L.,Piedad S. N.(2001).Sulfur dióxido emissions from Popocatepetl volcano (México): Case study of a giga-emission rate, passively degassing erupting volcano. *Journal of Vulcanology and Geothermal Research*, 108 (1-4), Pp 107-120.
22. De Vries, W. (1993).Average critical loads for nitrogen and sulfur and its use in acidification abatement policy in The Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution*. 68, 399-434.

23. Galloway J.N. (2001). Acidification of the world: Natural and anthropogenic. *Water, air and soil pollution* 130:17-24 2001
24. GDF. 2012. Inventario de emisiones de contaminantes criterio de la Zona Metropolitana del Valle de México 2010. México.
25. D'itrin, F.M. (1982). Acid precipitation. Effects on ecological system. Ed. Ann Arbor Science. USA.
26. Granados S.A., López R. G. F.(2001).Declinación Forestal. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 7(1): 5-13.
27. Granados S.A., López R. G. F., Hernández G. M. Á. (2010). Lluvia ácida y los ecosistemas forestales. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 16(2): 187-206.
28. Gorham. E., (1998).Acid deposition and its ecological effects: a brief history of research. *Environmental Science & Policy* 1:153-166.
29. Grutter, M., Basaldud, R., Rivera, C., Harig, R., Junkerman, W., Caetano, E., and Delgado- Granados. (2008). SO₂ emissions from Popocatepetl volcano: emission rates and plume imaging using optical remote sensing techniques, *Atmos. Chemphys.*, 8, 6655-6663.
30. Hutchinson, T. C. and M. Havas. (1980). Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Ed. NATO. N.Y. USA.
31. Huttill Reinhard F. (1997). Magnesium deficiency in forest ecosystems. Springer science Business Medina.
32. INE, SEMARNAT. (2006). Inventario nacional de emisiones de México 1999.
33. International Soil Reference and Information Centre, ISRIC (2002). Procedures for soil analysis. Sixth, edition. Technical paper N.9 Ed. FAO, ONU.
34. Jaramillo J. Daniel F. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Pp. 317-373.
35. Kuylenstierna, J. C., Cambridge, H., Cinderby, S. And Chadwick, M. J. (1995). Terrestrial ecosystem sensitivity to acid deposition in developing countries. *Water, Air and Soil Pollution* 85:2319-2334.
36. Kuylenstierna J.C.I. (2001). Acidification in developing countries: Ecosystem sensitivity and the critical load approach on a global scale. *Ambio*, vol.1 (feb), Springer on behalf of Royal Swedish Academy of Sciences Stable pp.20-28.

37. Lui K H, Fang YT, Yu FM, Lui Q, Li FR, Peng SL; (2010). Soil acidification in response to acid deposition in three subtropical forest of subtropical China. *Pedosphere* 20(3): 399-408.
38. Martín del P A. L., Espinasa P., Armienta., A. Aguayo, Reyes M., Reyes, S. G., Cruz O., Ceniceros N, Lugo J., Gonzalez, B. M. A. y Villarreal M. (1993). La emisión de cenizas y variaciones geoquímicas durante diciembre-marzo en el volcán Popocatépetl. México. Instituto de Geofísica. UNAM.
39. Macías, F., Camps, M., Rodríguez, L., Barreal, M. E. (2003). Cargas críticas de contaminantes: un criterio de evaluación de la sensibilidad de la naturaleza para la ordenación de las actividades humanas. En J. Casares Long (Ed.), *Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia* pp. 147-187. Santiago de Compostela: Xunta de Galicia.
40. Marín Armengol M. (2008). Determinación de métodos pesados (Pb, Cd, Zn, Mn y Cu) en cenizas del volcán Popocatépetl Tesis licenciatura en Biología, FES Zaragoza.
41. Melo, G C. y Oropeza, O. O. (1982). Bases para la Reestructuración Operativa del Parque Nacional Zoquiapan. *Boletín del instituto de Geografía*. 12, 19-56.
42. Nichelson, I. A.; I. S. Paterson; F.T. last. (1977). *Methods for studying acid precipitation in Forest ecosystems*. Man and Biosphere programme of UNESCO.
43. Nissinen Ari. (1999). Responses of boreal forest soils to changes in acidifying deposition. University of Helsinki. Department of forest ecology publications.
44. Fitzpatric EA (1978). *Introducción a la ciencia del suelo*. Primera edición en español. Publicaciones Culturales, S. A. México, 107 pp.
45. Ortiz E.M.E, Zapata H. D.R., Sadeghian K.S. (2004). Aluminio intercambiable en suelos con propiedades ándicas y su relación con la toxicidad. *Cenicafe* 55(2):101-110.
46. Osman Towhid Khan. (2013). *Forest soil properties and management*. Edit. Springer. London.
47. Peinemann N, Amiotti NM, Zalba P, Villamil MB. (1998). Efecto de minerales de arcilla y material orgánica sobre la CIC de limos. *Actas XVI Congreso Argentino de la ciencia del suelo*. 287-288.
48. Peinemann N, Amiotti NM, Zalba P, Villamil MB. (2000). Minerales de arcilla en fracciones limo de horizontes superficiales de suelos de diferente mineralogía. *Ciencia del suelo* 18 (1). Pp.69-72.

49. Pérez-Suarez M., Cetina A. V., Aldrete A., Fenn M., Landois P.L. (2006). Química de la precipitación pluvial en dos bosques de la cuenca de la Ciudad de México. *Agrociencia* 40:239-248.
50. Rodhe H., Cowling E., Galloway, J. and Herrera R., (1988). Acidification and regional air pollution in the tropics. En: *Acidification in tropical countries*. SCOPE 36. John Wiley and Sons, Chichester.
51. Sampieri, R., Fernández, C., Baptista P. (2007). *Metodología de la investigación* 4ta. Edición. Editorial Mc Graw Hill. México.
52. Santibáñez, A. G. (2010). Composición y estructura del bosque de Abies religiosa en función de la heterogeneidad ambiental y determinación de su grado de conservación en la cuenca del Río Magdalena, México, Distrito Federal. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 134 pp.
53. SEDEMA. (2014). Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2014. Disponible vía internet: <http://www.aire.df.gob.mx>.
54. SEDEMA. (2013). Inventario de emisiones contaminantes y de efecto invernadero 2012. primera edición. Secretaría del Medio Ambiente.
55. SEI-Sida. (2003). Methodologies to determine risks and impacts of air pollution. En: Cindebry S.; Cambridge, H.M.; Herrera, R.; Hicks, W.K., Kuylenstierna, J.C.I.; Murray, F.; Olbrich, K. (editors). *Global Assessment of ecosystem Sensitivity to Acid Deposition* Stockholm Environment Institute. York. UK.
56. Siebe, C.; M. Abrams, J. L. Macías. (1996). Capítulo V Aspectos Geológicos, "Derrumbes gigantes, depósitos de avalanchas de escombros y edad del actual cono del volcán Popocatepetl", en *Volcán Popocatepetl*. Estudios realizados durante la crisis de 1994- 1995. Sistema Nacional de Protección Civil, Centro Nacional de Prevención de Desastres, Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 195-220.
57. Siebe, C.; Jahn R.; Stahr K. (1996). Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. Publicación especial 4. Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo. A. C. Chapingo, México.
58. Skeffington, R. (1987). Soil and its responses to acid deposition. En Litter D. J.; Mitchell, L.A.; Langford, T.E; Turtle, J. (editors) *ACID RAIN*. Central Electricity Generating Board Research N.20:16-29.

59. Sposito, G. (1996). The environmental chemistry of aluminum. 2da. Ed. Boca Raton, FL. Lewis Publisher. 464 pp.
60. Tamm. O. C., (1977). Acid precipitation and forest soils. Water, air and soils pollution 7. Pp. 367-369
61. Thiers O, J. Reyes, V Gerding, J E Scatter. (2014). Suelos en Ecosistemas Forestales. Capitulo 3. En: Donoso C, ME González, A Lara, P Donoso (Eds.). Ecología Forestal. Bases para el Manejo Sustentable de los Bosques Nativos de Chile Primera edición. Ediciones UACH, Valdivia, Chile. Pp.133-178.
62. Vargas, F. M. (1997).Parques Nacionales de México. Instituto Nacional de Ecología. México. 331 p.
63. Zapata H. R. D., (2002).Química de la acidez del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Pp. 81-112.