



# **COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

**INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN  
EN CIENCIAS AGRICOLAS**

**CAMPUS MONTECILLO**

**POSTGRADO DE BOTÁNICA**

## **EFFECTOS ECOLÓGICOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE EL BOSQUE DE OYAMEL**

**EFRAÍN REYES ÁNGELES CERVANTES**

**T E S I S**

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL  
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

**DOCTOR EN CIENCIAS**

**MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO**

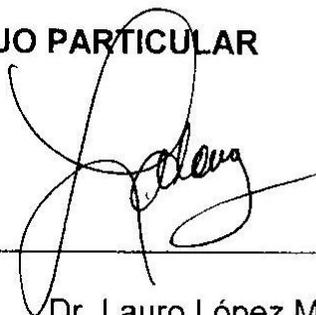
**2010**

La presente tesis titulada: **Efectos ecológicos de los incendios forestales sobre el bosque de oyamel**, realizada por el alumno: **Efraín Reyes Ángeles Cervantes**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de

**DOCTOR EN CIENCIAS  
BOTÁNICA**

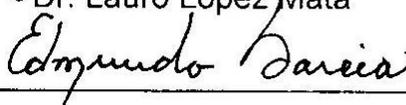
**CONSEJO PARTICULAR**

CONSEJERO



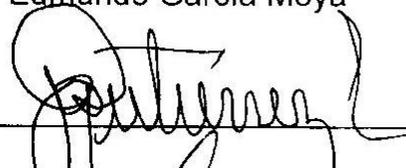
Dr. Lauro López Mata

ASESOR



Dr. Edmundo García Moya

ASESOR



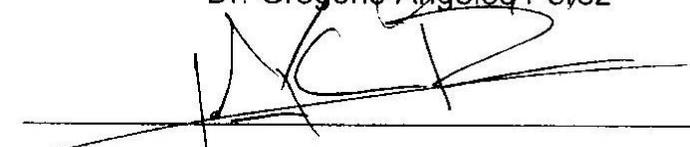
Dra. María del Carmen Gutiérrez Castorena

ASESOR



Dr. Gregorio Ángeles Pérez

ASESOR



Dr. Juan Antonio Cruz Rodríguez

# EFFECTOS ECOLÓGICOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES SOBRE EL BOSQUE DE OYAMEL

Efraín Reyes Ángeles Cervantes, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2010

## Resumen

Los incendios son el principal disturbio en bosques de coníferas; sin embargo, los efectos sobre la repoblación natural postincendio y las propiedades del suelo (Andosoles) están escasamente documentados. Los bosques de *Abies religiosa* fueron afectados por incendios en 1998, en el Parque nacional El Chico, Estado de Hidalgo, por lo que este trabajo tuvo como objetivos: a) Estudiar el impacto de los incendios de diferente severidad, sobre la repoblación natural postincendio, a través del análisis de la supervivencia y los factores de mortalidad de plántulas de la cohorte postincendio de 1998; y b) Conocer los efectos de los incendios sobre las propiedades mineralógicas, químicas e hídricas de suelos tipo Andosol, que permitan fundamentar su papel sobre los bosques de *A. religiosa*. Se analizaron siete sitios forestales afectados por: incendio superficial (2), incendio de copa moderado (2), incendio de copa severo (1) y no afectados (2). En cada sitio se ubicaron ocho subparcelas de 1 m<sup>2</sup> y se marcaron todas las plántulas recién emergidas. La supervivencia y los factores de mortalidad se analizaron mediante el procedimiento LIFETEST y LIFEREG de SAS. Se determinaron las propiedades hídricas micromorfológicas, mineralógicas y químicas del suelo de cada sitio. Los resultados mostraron que en el bosque no afectado la supervivencia de plántulas fue nula. Los incendios superficiales, ocasionaron deshidratación de minerales, compactación de agregados, disminución de la porosidad e infiltración, lo que se relacionó con los bajos valores de supervivencia, tasa de crecimiento, altura y longevidad foliar de las plántulas, y por ello se consideran como incendios destructivos. Los incendios de copa moderado y severo recuperan las propiedades hídricas del suelo y las plántulas registraron los mayores valores de: altura, longevidad foliar, tasa de crecimiento y supervivencia, por lo que se consideran incendios constructivos. Estos resultados permitieron fundamentar la naturaleza dual de los incendios y sus efectos sobre las propiedades del suelo, la supervivencia y el crecimiento de plántulas en los bosques de *Abies religiosa*.

**Palabras clave:** Oyamel, repoblación natural, incendios forestales, Andosoles, suelos postincendio.

## ECOLOGICAL EFFECTS OF FOREST FIRES ON SACRED FIR FORESTS

Efraín Reyes Ángeles Cervantes, Dr.

Colegio de Postgraduados, 2010

### **Abstract**

Even though fires are the most important disturbance in conifer forests, its effects on the regeneration and properties of the soil (Andosol) have not been documented. In 1998, Sacred Fir (*Abies religiosa*) forests were affected by fires in the El Chico National Park, in the state of Hidalgo. Due to this, the objectives of this work were: a) To evaluate the role of fires, of different intensities, on the regeneration of *Abies religiosa* forests through the survival study of a post-fire population cohort, and the study of its mortality factors, and b) To know the effects of fires, of different intensities, on the mineral, chemical, and hydrological properties of Andosols which will allow to establish the dual nature of fires and their role with Sacred Fir forests. Located were: forests affected by surface fires (2), affected by moderate crown fires (2), affected by severe crown fire (2), and unaffected forests (2). Within each one, eight 1m<sup>2</sup> subplots were set, all new seedlings were marked, and census was done for 8 years. Survival and mortality factors were evaluated using the LIFETEST and LIFEREG routines of the SAS software. The chemical, mineral, hydric, and micromorphological properties of the soil were determined for each forest, and related to the absolute growth ratio, total height, and foliar longevity of the seedlings surviving at the end of the study. No seedling survival was registered in forests unaffected by fire. Surface fires caused mineral dehydration, compacting of aggregates, decrease of porosity and infiltration, all of which causes lower values of seedling survival, growth ratio, height, and foliar longevity in plants. Crown fires recover the hydrological properties of the soil, and the seedlings showed a greater growth ratio, height, and foliar longevity. The highest seedling survival ratio was that of the forests affected by moderate crown fires.

**Key words:** Sacred fir, seedling survival, post-fire regeneration, forest fires, Andosols, soil morphology.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, por la beca otorgada, No. 181515, para la realización de mis estudios de Doctorado. Al Colegio de Posgraduados, a través de los Programas de Botánica, Edafología y Forestal, por las facilidades brindadas para la realización de este trabajo. A mi Consejo Particular Académico por su invaluable apoyo para lograr culminar con éxito el posgrado.

Al Dr. Lauro López Mata por invaluable apoyo en la dirección de esta tesis, por compartir sus valiosos conocimientos de Ecología, por facilitar mi formación doctoral, así como por su gran dedicación y valiosas sugerencias para la realización de esta tesis.

A la Dra. Ma. del Carmen Gutiérrez Castorena, mi mayor agradecimiento por su invaluable apoyo, su gran calidad humana y científica. Sus valiosas enseñanzas permitieron comprender la función ecológica e hidrológica del suelo. Su disponibilidad y dedicación permitieron enriquecer, mejorar y culminar esta investigación.

Al Dr. Edmundo García Moya, mi más profundo respeto por su invaluable apoyo académico y personal, por su gran calidad humana y científica, y por su gran dedicación para mejorar el presente trabajo.

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez y al Dr. Juan Antonio Cruz Rodríguez, por esas valiosas enseñanzas y pláticas en campo, por su asesoría, su invaluable apoyo y disponibilidad para revisar y mejorar esta tesis.

Al Dr. Carlos Ortiz Solorio, al M. en C. Patricio Guzmán Sánchez y personal del Laboratorio de Génesis y Clasificación de suelos, del Colegio de Postgraduados por su amistad y el gran apoyo brindado para la realización de los diversos análisis.

A la UNAM y a la FES Zaragoza por financiamiento brindado para la realización de este trabajo, a través de los proyectos PAPIIT: IN217300 e IN200603.

A mis compañeros de trabajo Dr. Gerardo Cruz, Dr. Manuel Rico, M. en C. Jorge Gutiérrez Gallegos, Biól. Eloisa A. Guerra, Dra. Socorro Orozco, Dr. José Luis Gómez, M. en C. Armando Cervantes, M. en C. Patricia Rivera, M. en C. Miguel Castillo, M. en C. Rosalva García, M. en C. Carlos Pérez Malvárez, por su gran apoyo.

A mis familiares, alumnos y amigos que me acompañaron en diversos muestreos en campo: Miguel Angel, Raul, Gabriel, Juan Israel, Oswald, Israel, Alma, Felipe, Erik, Alma Rosa, Mauricio, Martha, Yolanda, Luis M. Valencia, Francisco y Enrique.

## DEDICATORIA

*A mis hijos: Rubi Itzel y Miguel Angel, son mis motivos de superación.*

*A mis padres Miguel y Amada, por ser mis ejemplos de seguir adelante.*

*A mis familiares: hermanos, cuñadas, sobrinos, primos y tíos, por su gran apoyo y aliento.*

*A mis alumnos y compañeros académicos de la FES Zaragoza-UNAM.*

*A: Dr. Rogelio Carrillo, Dra. Ma. Del Carmen González y Dr. Victor M. Cetina, por su aliento y apoyo.*

*A ti.*

<b>CONTENIDO</b>	<b>Pagina</b>
ÍNDICE DE CUADROS .....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS .....	x
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL .....	1
Literatura citada .....	5
CAPÍTULO 2. SUPERVIVENCIA DE UNA COHORTE DE PLÁNTULAS DE <i>ABIES RELIGIOSA</i> EN DIFERENTES CONDICIONES POSTINCENDIO.	
Resumen .....	9
Abstract .....	9
Introducción .....	10
Material y Métodos .....	12
Resultados .....	15
Discusión .....	16
Conclusiones .....	19
Literatura citada .....	20
CAPÍTULO 3. LOS MINERALES COMO INDICADORES DE LA INTENSIDAD DE LOS INCENDIOS FORESTALES	
Resumen .....	30
Abstract .....	30
Introducción.....	31
Material y Métodos.....	33
Resultados .....	36
Discusión .....	37
Conclusiones .....	41
Literatura citada.....	42

CAPÍTULO 4. INCENDIOS FORESTALES DE DIFERENTE SEVERIDAD Y SUS EFECTOS SOBRE LA MICROMORFOLOGIA Y PROPIEDADES HÍDRICAS DE ANDOSOLES.

Resumen .....	50
Abstract .....	50
Introducción.....	51
Material y Métodos.....	53
Resultados.....	57
Discusión .....	59
Conclusiones .....	61
Literatura citada .....	62

CAPÍTULO 5. LA NATURALEZA DUAL DE LOS INCENDIOS FORESTALES: EFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL CRECIMIENTO DE PLANTAS DE *ABIES RELIGIOSA*.

Resumen .....	71
Abstract .....	71
Introducción .....	72
Material y Métodos .....	77
Resultados .....	82
Discusión .....	86
Conclusiones .....	94
Literatura citada .....	95

CAPITULO 6. CONCLUSIONES GENERALES .....	114
Literatura citada .....	119

## Índice de cuadros

Cuadro		Página
2.1	Matriz de comparación entre pares de curvas de supervivencia.....	25
2.2	Coefficientes de regresión ( $\beta \pm E. E.$ (error estándar)) .....	26
3.1	Propiedades químicas de la capa superficial de un Andosoles háplico....	46
4.1	Propiedades hídricas de un Andosol háplico.....	67
4.2	Propiedades hídricas de un Andosol esquelético.....	68
5.1	Propiedades químicas de la capa superficial de Andosol . .....	102
5.2	Propiedades hídricas de un Andosol háplico.....	103
5.3	Propiedades hídricas de un Andosol esquelético.....	104
5.4	Coefficientes de correlación de Pearson entre variables del crecimiento de <i>Abies religiosa</i> y las propiedades químicas del suelo.....	105
5.5.	Coefficientes de correlación de Pearson entre variables del crecimiento de <i>A. religiosa</i> y propiedades hídricas del suelo.....	106
5.6.	Regresión múltiple de la longevidad foliar .....	107

## Índice de Figuras

Figura		Página
2.1	Curvas de supervivencia de plántulas de una cohorte postincendio .....	27
2.2	Riesgo de mortalidad de plántulas de una cohorte postincendio .....	28
3.1	Patrones de difracción de rayos X de un Andosol háplico .....	47
3.2	Patrones de difracción de rayos X de un Andosol esquelético .....	48
4.1	Fotomicrografías de las secciones delgadas de un Andosol .....	69
5.1	Longevidad foliar en muestras de plantas de <i>A. religiosa</i> .....	108
5.2	Patrones de difracción en rayos X de un Andosol háplico .....	109
5.3	Patrones de difracción en Rayos X de un Andosol esquelético .....	110
5.4	Fotomicrografías de las secciones delgadas de un Andosol ...	111
5.5	Altura media de plantas de una cohorte postincendio de plantas .....	112
5.6	Tasa absoluta de crecimiento (TAC) de una cohorte de plantas .....	113

**CAPÍTULO 1**  
**INTRODUCCIÓN GENERAL**

Los bosques de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., están presentes en varias áreas naturales protegidas de la Faja Volcánica Transmexicana (Ferrusquía, 1998). Estos bosques presentan problemas de repoblación natural (RN), y elevada mortalidad de árboles adultos en zonas específicas (Alvarado-Rosales y Hernández-Tejeda, 2002).

La comprensión de la RN requiere investigar la demografía de sus poblaciones de plántulas, con énfasis en la supervivencia y causas de mortalidad, de la cual no existen estudios de la especie al respecto. Los estudios demográficos de plántulas son básicos, ya que éste es el estadio donde operan con mayor intensidad los factores de mortalidad y ocurren cambios numéricos importantes (Harper y White, 1974; Harcombe, 1987; Simard *et al.*, 2003).

Se ha reconocido que en estos bosques de afinidad boreal, los incendios forestales son el principal disturbio natural que influye directamente en la dinámica de su RN (Kasischke y Stocks, 2000). Manzanilla (1976) en su extenso trabajo sobre los bosques de *A. religiosa*, considera que la gruesa capa de musgo es la responsable de la falta de RN, ya que actúa como barrera mecánica que impide a la radícula de la plántula alcanzar y anclarse al suelo, por lo que sugirió que los incendios forestales, al eliminar el estrato rasante del bosque, puede favorecer su repoblación. Además, la hojarasca también actúa como barrera física y química ya que se ha encontrado que posee sustancias alelopáticas (Jobidon, 1992; Rizvi y Rizvi, 1992).

En general, los incendios pueden eliminar hongos, destruir sustancias alelopáticas y el estrato rasante, lo que favorecen el establecimiento de plántulas. En concordancia con estas ideas se postula como hipótesis de trabajo que los incendios forestales favorecen la RN de *A. religiosa*.

Los incendios forestales son un proceso de combustión u oxidación de la materia orgánica y de los organismos presentes en una comunidad (DeBano *et al.*, 1998). Debido a que los incendios pueden ser de diferente tipo, subterráneo, superficial o de copa; y variar en intensidad, frecuencia, duración, surge una nueva interrogante ¿Qué tipo de incendio y de que intensidad es favorable para la RN del bosque de oyamel? Al respecto los incendios forestales, desde una perspectiva ecológica, se han dividido en dos grupos: (1) los de régimen destructivo, son incendios que ocasiona la reducción de la reproducción del arbolado, lo que conduce al empobrecimiento del bosque y al eventual deterioro de áreas forestales; y (2) los

de régimen constructivo, son incendios que favorecen la repoblación de especies propias del tipo de vegetación o de las asociaciones vegetales (Shvidenko y Nilsson, 2000).

Además, se ha señalado que la severidad de los incendios (ligera, moderada y severa) es la de mayor importancia ecológica sobre la repoblación (Van Wagner 1983; Wang 2002), por lo que tiene una relación con la naturaleza dual de los incendios. Esta relación puede estar sustentada con los cambios que ocurren en el suelo, ya que los incendios son también agentes naturales o inducidos, que alteran rápidamente diferentes propiedades físicas y químicas del suelo, debido a las elevadas temperaturas alcanzadas. De aquí emerge la siguiente interrogante ¿Qué propiedades físicas, hídricas, mineralógicas y químicas del suelo son afectadas por los incendios y cómo influyen estas alteraciones sobre el crecimiento de las plantas de oyamel?

Al respecto algunos estudios indican que los incendios forestales juegan un papel importante en los ciclos de nutrimentos de los bosques. La combustión de la materia orgánica resulta en una mineralización directa de nutrimentos. Además, los incendios incrementan la temperatura del suelo y la actividad microbiana que resultan en una liberación de nutrimentos a través de la descomposición durante varios años después de los incendios. Estos efectos directos e indirectos promueven condiciones favorables para el establecimiento de plántulas e incrementan la productividad de un sitio (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2000).

Sin embargo, también se ha encontrado que los incendios generan cambios negativos y ocasionan pérdidas de nutrimentos, modifican las propiedades físicas e hídricas del suelo, reducen la porosidad del suelo, forman sustancias hidrófobas, disminuyen la infiltración, la disponibilidad de agua, causan erosión y, en general, limitan la repoblación del bosque (Wallis y Horne, 1992; DeBano *et al.*, 1998; Gimeno-García *et al.*, 2000; Rhoades *et al.*, 2004; Mayor *et al.*, 2007).

La disponibilidad de agua es muy importante en la etapa de plántulas, ya que varias especies del género *Abies* son sensibles al déficit de humedad en el suelo, el cual se considera como el factor de mortalidad de plántulas de coníferas más importante dentro de los primeros cinco años (Brick 1979; Bronnum 2005; Van der Salm *et al.*, 2007).

Lo anterior es importante si se considera que los bosques de oyamel, se desarrollan sobre Andosoles, con características muy particulares, es decir son de origen volcánico, con un alto contenido de arcilla amorfa, alta retención de humedad, baja densidad, pero con cambios irreversibles en estas propiedades físicas cuando se deshidratan (Oleschko y Chapa, 1992;

Wada, 1989). Sin embargo, se desconoce cuáles son los efectos de los incendios sobre las propiedades hídras, mineralógicas y químicas de estos suelos, que están presentes en gran parte de la Faja Volcánica Transmexicana y su relación con el establecimiento y crecimiento de plántulas de *Abies religiosa*, en bosques que fueron afectados por incendios de diferente severidad en 1998, en el Parque Nacional El Chico, Estado de Hidalgo, México.

Asimismo, se ha señalado que los incendios tenderán a incrementarse en frecuencia e intensidad como resultado del cambio climático, y una política general de protección de bosques es el combate de incendios, por lo que este estudio puede ubicar el papel del fuego en estos bosques e indicar mejores estrategias de control y su posible uso en su conservación.

Con base en estos antecedentes y la formulación de las hipótesis de trabajo presentadas, en esta investigación se plantearon los siguientes objetivos:

1) Comprender el papel de los incendios forestales de diferente tipo y severidad sobre la RN postincendio del bosque de *Abies religiosa*, en términos de la supervivencia de plántulas coetáneas, seguidas durante un periodo de ocho años, e identificar los principales factores asociados con su mortalidad.

2) Conocer los efectos de los incendios de diferente intensidad sobre las propiedades hídras, mineralógicas y químicas de Andosoles, que permitan establecer la naturaleza dual de los incendios sobre la RN de los bosques de oyamel.

En el Capítulo 2 se examina la supervivencia de plántulas coetáneas de *Abies religiosa*, en diferentes condiciones postincendio. Se determina el riesgo de mortalidad en cada condición y se evalúan los factores asociados con la mortalidad de plántulas, con la finalidad de determinar qué tipo de incendio genera un ambiente que favorece la RN de esta especie.

En el Capítulo 3, se realiza un análisis mineralógico y la determinación de las propiedades químicas de los suelos afectados y no afectados por incendios, con el propósito de: a) evaluar el uso del análisis mineralógico para obtener indicadores que permitan estimar las temperaturas alcanzadas en el suelo; b) evaluar su utilidad para determinar la ocurrencia de incendios anteriores, y c) relacionar los cambios en la mineralogía con los cambios sobre las propiedades químicas en Andosoles sobre las que se desarrollan bosques de *A. religiosa*.

El Capítulo 4, evalúa la micromorfología (forma y tamaño de microagregados; tamaño y distribución de poros) de muestras inalteradas de suelo, las propiedades hídras: tasa de infiltración, conductividad hidráulica, tamaño y distribución de poros, y porcentaje de

humedad relativa, para determinar los efectos de los diferentes tipos de incendios sobre las propiedades hídricas de Andosoles.

El Capítulo 5, relaciona las variables del crecimiento: tasa absoluta de crecimiento, altura total y longevidad foliar, con las variables hídricas, micromorfológicas y químicas del suelo, con el propósito de conocer el efecto de dichas variables sobre el desarrollo de las plántulas y fundamentar la naturaleza dual de los incendios sobre la RN de los bosques de *Abies religiosa*.

El capítulo 6, analiza globalmente los resultados para dar conclusiones generales sobre el efecto ecológico de los incendios en los bosques de oyamel.

### **Literatura citada**

- Alvarado-Rosales D. y Hernández-Tejeda T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. En: Fenn M.E., de Bauer L.I. y Hernández-Tejeda T. Eds. *Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico city air basin*, pp.122-159. Springer-Verlag, New York.
- Bourgeau-Chavez L., Alexander M., Stocks B. y Kasischke E. 2000. Distribution of forest ecosystems and the role of fire in the North American Boreal Region. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 111-131. Springer-Verlag, New York.
- Brick H. 1979. Effects of plant water stress on photosynthesis and survival of four conifers. *Canadian Journal Forest Research* 9:160-165.
- Bronnum P. 2005. Preplanting indicators of survival and growth of desiccated *Abies procera* bareroot planting stock. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:36-40.
- DeBano L.F., Neary D.G., y Ffolliott P.F. 1998. *Fire's effects on Ecosystem*. John Wiley & Sons. Inc. New York.
- Ferrusquía V.I. 1998. Geología de México: una sinopsis. En: Ramamorthy T.P., Bye R., Lot A., y Fa J. Comp. *Diversidad biológica de México: orígenes y distribución*, pp. 3-109. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Gimeno-Garcia E., Andreu V. y Rubio J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous, and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51:201-210
- Harcombe P.A. 1987. Tree life tables. *BioScience* 37:557-568.

- Harper J.L. y White J. 1974. The demography of plants. *Annual Review of Ecological and Systematics* 5:419-463.
- Jobidon R. 1992. Allelopathy in Quebec-forestry case studies in natural and managed ecosystems. En: Rizvi, S.J. y Rizvi V. Eds. *Allelopathy. Basic and applied aspects*, pp. 341-356. Chapman Hall. London.
- Kasischke E. y Stocks B. 2000. Introduction. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 1-5. Springer- Verlag, New York.
- Manzanilla H. 1976. *Investigaciones epidemiométricas y Silvícolas en bosques mexicanos de Abies religiosa*. SAG. México.
- Mayor A.G., Bautista S., Llovet J. y Bellot J. 2007. Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment-scale dynamics. *CATENA* 71:68-75.
- Oleschko K. y Chapa J.R. 1989. Structural dynamics of a Mollic Andosol of Mexico under Tillage. *Soil & Tillage Research* 15:25-40.
- Rizvi S.J. y V. Rizvi. 1992. *Allelopathy. Basic and applied aspects*. Chapman Hall. London.
- Rhoades C.C., Meier A.J. y Rebertus A.J. 2004. Soil properties in fire-consumed log burnout openings in a Missouri oak savanna . *Forest Ecology and Management* 192:277–284
- Shvidenko, A.Z. y Nilsson S. 2000. Extent, distribution, and ecological role of fire in Russian forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 132-150. Springer-Verlag, New York.
- Simard M.J., Bergeron Y. y Sirios L. 2003. Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada. *Canadian Journal Forest Research* 33:672-681.
- Van der Salm C., Reinds G.J., y de Vries W. 2007. Water balances in intensively monitored forest ecosystems in Europe. *Environmental Pollution* 148:201-212.
- Van Wegner C.E. 1983. Fire behavior in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in northern Circumpolar Ecosystems*, pp. 65-80. John Wiley & Sons. New York.
- Wada, K. 1989. Allophane and imogolite. En: Dixon, J.B y Weed S.B. Eds. *Minerals in soil environments*, pp. 1051-1087. 2a ed. SSSA. Madison, WI.
- Wallis, M.G. y Horne D.J. 1992. Soil water repellency. *Advances in Soil Science*. 20: 91–146.

Wang G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* 163:85-92.

## **CAPÍTULO 2**

# **SUPERVIVENCIA DE UNA COHORTE DE PLÁNTULAS DE *ABIES RELIGIOSA*, BAJO DIFERENTES CONDICIONES POSTINCENDIO**

## **Resumen**

Se evaluó la supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* en sitios de bosques afectados por: incendios superficiales (2), de copa moderado (2), de copa severo (1), y en bosques no afectados (2), del Parque Nacional El Chico, estado de Hidalgo. En cada sitio se ubicaron ocho parcelas de 1m<sup>2</sup> en las que se marcaron las plántulas recién emergidas. La mortalidad y el tipo de daño asociado se registraron por censos durante el periodo 1998-2006. La mayor probabilidad de supervivencia de plántulas (0.71) se presentó en un sitio afectado por incendio de copa moderado; en los sitios restantes se registraron curvas tipo III, con probabilidades de supervivencia de 0.24, 0.08, 0.07 y 0.06, para los sitios afectados por incendios: de copa severo, superficiales y moderado respectivamente. En los bosques no afectados la supervivencia fue nula. La caída de ramas, estrés hídrico, enfermedades fúngicas y deslizamiento de suelo afectaron la supervivencia de plántulas.

**Palabras clave:** oyamel, demografía, plántulas coetáneas, repoblación natural, disturbios.

## **Abstract**

Survival was evaluated in a population cohort of *Abies religiosa* seedlings in sites of forests affected by surface fires (2), moderate crown fires (2), and severe crown fire (1), as well as in unaffected forests (2) of the El Chico National Park, in the state of Hidalgo. Eight 1m<sup>2</sup> plots were located within each site, and new seedlings within these were marked. Mortality and type of associated damage were registered by census from 1998 to 2006. The highest probability for seedling survival (0.71) was that of a site affected by a moderate canopy fire, in the rest of the sites, type III curves were registered. The survival probabilities were the lowest (0.24, 0.08, 0.07 and 0.06) in the sites affected by severe crown fires, surface fires, and moderate crown fires. The survival was null in unaffected forests. Branch falling, water stress, fungal diseases, and soil slip affected seedling survival.

**Key words:** Sacred Fir, demography of seedlings, regeneration, disturbances.

## Introducción

La fase de plántulas es uno de los estadios más sensibles y críticos en el ciclo de vida de las plantas (Harper, 1977). Una alta supervivencia puede modificar la dinámica demográfica de la especie y de las características de la comunidad (Harcombe, 1987; Gray y Spies, 1996), por lo que su estudio permite una mayor comprensión de los procesos naturales que influyen en la regeneración de una población arbórea.

En los bosques de *Abies*, la repoblación natural (RN) postincendio se ha observado en *A. balsamea* (L.) Mill. (Heinselman, 1973), *A. grandis* (Dougl.) Lindl. (Antos y Habeck, 1981), *A. lasiocarpa* (Hook) Nut. (Agee y Smith, 1984) y en *A. religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham. (Manzanilla, 1976); sin embargo, no existen estudios de la supervivencia de plántulas coetáneas en estas condiciones, aún cuando los incendios son el disturbio natural que más influye en la dinámica y la RN de los bosques boreales (Van Wagner, 1983; Bourgueau-Chavez *et al.*, 2000; Wang, 2002).

Los estudios sobre RN postincendio en bosques de *Abies* se han realizado varios años después de ocurrido el incendio y han cuantificado la densidad acumulada de varias generaciones. Shatford *et al.* (2007) evaluaron en 2005, la RN de *A. concolor* (Gordon y Glend.) Lindl., en sitios afectados por incendios severos entre 1987 y 1996, y registraron densidades que varían de 0.12 a 1.6 individuos m<sup>-2</sup>, las cuales catalogan como abundantes, pero señalan que el establecimiento masivo de plántulas ocurre después de tres años y desconocen las causas de esta respuesta. Por otra parte, Chapell y Agee (1996) evaluaron la RN de *A. magnifica* A.Murr., en cinco bosques afectados por incendios de diferente severidad en 1978, 1982, 1984, 1986 y 1988, y encontraron que la mayor densidad de plantas ocurrió en sitios afectados por incendios de baja y moderada severidad; densidades menores se presentaron en incendios de alta severidad y la densidad fue mínima en bosques no afectados ( $\approx 10, 3$  y  $0.5$  individuos m<sup>-2</sup>, respectivamente). Asimismo, evaluaron la supervivencia de 274 plántulas recién emergidas, durante tres meses y encontraron que 87% de la mortalidad era atribuible a la desecación.

Tanto Chapell y Agee (1996) como Shatford *et al.* (2007) señalan la necesidad de realizar estudios sobre supervivencia de plántulas postincendio y los factores de mortalidad asociados, para poder explicar, de manera clara, la variabilidad de la densidad entre sitios y en diferentes años, ya que desconocen los factores que ocasionaron mortalidad en el momento del

establecimiento inicial de plántulas. De acuerdo con Purdy *et al.* (2002) y Shatford *et al.* (2007), se desconoce cómo ocurre el proceso de RN postincendio en coníferas, lo que se debe según Greene *et al.* (1999), a que gran parte del conocimiento acerca de la RN postincendio de las especies arbóreas está basado en la extrapolación, a partir de quemas prescritas y de tratamientos del suelo para favorecer la RN.

El desconocimiento de la supervivencia y factores de mortalidad de plántulas postincendio ha originado debates acerca del papel de los incendios sobre la RN de bosques de coníferas (Donato *et al.*, 2006; Newton *et al.*, 2006; Baird, 2006; Shatford *et al.*, 2007), y se ha destacado la necesidad de investigarlo para aclarar si los bosques realmente pueden repoblarse de manera natural o si requieren de aplicación de técnicas silvícolas.

Tanto Shvidenko y Nilsson (2000), como Charron y Greene (2002) han señalado que varios bosques de coníferas requieren de incendios para repoblarse; sin embargo, los incendios son variables: pueden ser subterráneos, superficiales o de copa, con diferente intensidad, severidad e intervalos de ocurrencia (De Bano *et al.*, 1998; Wang, 2002). Shvidenko y Nilsson (2000) han mencionado que los incendios pueden presentar una naturaleza dual, pueden ser constructivos o destructivos. Los incendios destructivos afectan los procesos de RN de las especies forestales y propician su desaparición. Por el contrario, los incendios constructivos favorecen los procesos de reproducción y RN de bosques, por lo que es necesario considerar los efectos de los diferentes tipos e intensidades de incendio sobre la supervivencia de plántulas en condiciones postincendio.

*Abies religiosa* u oyamel es una especie endémica de México, forma bosques monoespecíficos en los que se presentan problemas de RN y elevada mortalidad de individuos adultos (Alvarado-Rosales y Hernández-Tejeda 2002) y está presente en varias áreas naturales protegidas. Estos bosques crecen en lugares húmedos por lo que los incendios no son frecuentes y estos bosques son sensibles al fuego según Rodríguez (2008).

En México ocurren aproximadamente entre 6 000 y 7 000 incendios al año, de los cuales entre 90-96 % corresponden a incendios superficiales y entre 4-10% a incendios de copa y son más raros aún los incendios subterráneos (Rodríguez *et al.*, 2002); sin embargo, en 1998, el número de incendios duplicó el promedio anual, con 14 445 incendios (Rodríguez 2008), y los bosques de *A. religiosa* del Parque Nacional El Chico, Hidalgo, fueron afectados por incendios de diferente tipo y severidad. Por lo anterior, este trabajo tuvo como objetivos

determinar qué tipo de incendio favorece la supervivencia de plántulas y la repoblación natural del bosque de *Abies religiosa*, así como determinar los tipos de daño asociados con la mortalidad de plántulas, que se presentan en las diferentes condiciones postincendio y en un bosque no afectado por incendios, desde agosto de 1998 hasta abril de 2006.

## **Materiales y Métodos**

*Área de estudio*, se ubica en el parque nacional El Chico, en el Estado de Hidalgo, localizado en el extremo occidental de la sierra de Pachuca entre los 20° 10' 10'' y 20° 13' 25'' N y los 98° 41' 50'' y 98° 46' 02'' O, entre los 2,320 m y los 3,090 m de altitud.

El clima es templado semifrío con lluvias en verano; la precipitación media anual es de 1382 mm y septiembre es el mes con mayor precipitación con un promedio de 302 mm. Las lluvias de invierno representan menos de 5% de la precipitación anual y las neblinas son frecuentes. La estación seca ocurre de noviembre a mayo, con una precipitación promedio de 21 mm y en los meses de marzo y abril frecuentemente no se registra precipitación.

De acuerdo con los registros de la estación meteorológica de la Estación Mineral del Chico, la precipitación total de los meses secos (noviembre de 1998 a mayo de 1999) fue de 11 mm, 50% menor al promedio registrado, y la precipitación total anual en el año 2000 fue de 688 mm, que representa la mínima registrada en los últimos 60 años. La temperatura media del mes más calido (abril) y del mes más frío (febrero) es de 17°C y de 6°C respectivamente, aunque se han registrado temperaturas máximas y mínimas extremas de 38°C y de -6°C respectivamente.

La geología de la zona presenta Tobas andesíticas, Andesita y Riolita. El bosque de *A. religiosa* se desarrolla sobre Andosoles y Cambisoles con texturas limosa - arenosa, arcillo - arenosa o arenosa. (Galindo-Leal *et al.*, 1988).

El bosque de oyamel cubre 67% de la superficie del Parque; el estrato arbóreo está dominado por *A. religiosa*. Las especies dominantes en el estrato arbustivo son *Archibaccharis hieracioides* Blake, *Baccharis conferta* H.B.K., *Eupatorium hidalgense* Rob., *Fuchsia thymifolia* H.B.K., *Ribes affine* H.B.K., *Salvia elegans* Vahl., *Senecio angulifolius* D. C. y *Stevia monardifolia* H.B.K. El estrato herbáceo lo domina, *Alchemilla procumbens* Rose y el estrato rasante por diferentes especies de musgo, destacando *Thuidium delicatulum*. La capa de musgo y hojarasca varía de tres hasta 25 cm de espesor.

En estos bosques, durante marzo y abril de 1998, ocurrieron incendios, mayoritariamente de tipo superficial y en menor extensión algunos de copa.

*Sitios de estudio.* En julio de 1998, se recorrieron las áreas afectadas por incendios, eligiéndose dos zonas que presentaron una serie de bosques afectados por incendios de diferente severidad. Así, cada zona presentó sitios de bosques: no afectados (BNA), afectados por incendio superficial (BISUP), afectados por incendio de copa moderado (BICMOD) y afectado por incendio de copa severo (BICSEV), *sensu* Shvidenko y Nilsson (2000). Dadas las circunstancias de los incendios ocurridos en el parque, sólo una zona presentó un sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV).

En todos los sitios afectados por incendio, tanto la capa de hojarasca como los estratos rasante, herbáceo y arbustivo fueron consumidos en su totalidad. En los bosques afectados por incendio superficial (BISUP), la altura de la flama marcada en el tronco de los árboles fue menor de 1 m y todos los árboles con alturas de 2 m y diámetros a la altura del pecho (DAP)  $\leq 5$  cm murieron; el tamaño del sitio fue de 1.2 (BISUP1) y 0.8 hectáreas (ha) (BISUP2). En los bosques afectados por incendio de copa moderado (BICMOD), todo el arbolado con DAP  $\leq 30$  cm y alturas  $\leq 20$  m murieron. Los árboles sobrevivientes, con alturas de 35 a 40 m y con DAP entre 35 y 55 cm presentaron daños en aproximadamente 75% de su copa, aunque la marca de la flama sobre el tronco no excedió los 6 m de altura. El tamaño de los sitios fue de 0.42 ha (BICMOD1) y 0.8 ha (BICMOD2). En el bosque afectado por incendio de copa severo (BICSEV), todas las copas de los árboles fueron afectadas y ninguno logró sobrevivir. La marca de la flama sobre el tronco alcanzó hasta 30 m de altura, el tamaño del sitio fue de 1.1 ha. En contraste en los sitios de bosques no afectados (BNA), no presentaron vestigios de incendios por lo que se conservaron todos los estratos del bosque. El espesor promedio de la hojarasca y musgo fue de 10 cm. Todos los sitios presentaron exposición norte, entre los 2930 y 2970 m de altitud y los suelos correspondieron a Andosoles. Los sitios BNA1, BISUP1, BICMOD1 y BICSEV1, presentaron pendientes de 10%, en tanto BNA2, BISUP2 y BICMOD2 presentaron pendientes de 40 a 43 %.

*Supervivencia de plántulas.* Dentro de cada sitio se localizaron aleatoriamente ocho cuadros permanentes de 1 m<sup>2</sup> cada uno; en ellos se registró el número de plántulas recién emergidas

(individuos  $m^{-2}$ ) pertenecientes a la generación de 1998, reconocidas por la presencia de hojas cotiledonares. A cada plántula se le midió la altura inicial hasta su ápice, y la condición de su estado físico: sana, con daño y tipo de daño por: a) ramoneo, b) ataque por hongos, c) desecación o en proceso de desecación, y d) daños físicos ocasionados por caída de ramas, árboles, granizadas o enterramiento, para evaluar la causa probable de mortalidad (Fenner, 1987; Fenner y Thompson, 2005).

Durante el primer año de observaciones, se registró la supervivencia cada mes y los tipos de daño que pudieran estar asociados a la mortalidad de plántulas. En los años siguientes los registros se realizaron consistentemente en mayo, al final de la estación seca y en noviembre, al final de la estación húmeda. El análisis demográfico comprendió el seguimiento de las plántulas, desde agosto de 1998 hasta abril de 2006.

*Análisis de supervivencia.* Se seleccionó la función de supervivencia que sigue una distribución de mortalidad acumulativa, cuya función esta dada por

$S(t) = \Pr \{T > t\} = 1 - F(t)$ , donde  $F(t)$  es la función de distribución acumulativa.

Esta función estima la probabilidad de supervivencia de una plántula en el intervalo de tiempo y la función de riesgo de mortalidad, dentro de ese intervalo, ya que se desconoce el tiempo exacto de mortalidad de las plántulas (Fox, 1993, Allison, 1995).

La función de supervivencia y la función riesgo de mortalidad de las plántulas se obtuvieron con el método de tablas de vida, mediante el procedimiento LIFETEST de SAS (SAS, 1998). LIFETEST estima las probabilidades de supervivencia y de riesgo para datos que proporcionen: a) los límites de los intervalos; b) el número de muertes en cada intervalo, y c) el número de casos censurados en cada intervalo. Este procedimiento permite comparar pares de curvas de supervivencia, detectar si existen diferencias estadísticamente significativas, y probar la hipótesis nula de que la función de supervivencia es idéntica entre pares de grupos (Fox, 1993; Allison, 1995).

La significancia de los tipos de daño sobre las plántulas se evaluó con un modelo de regresión de máxima verosimilitud, utilizando el procedimiento LIFEREG de SAS (SAS, 1998). LIFEREG proporciona modelos de regresión para datos bajo el esquema de censos en intervalos de tiempo y permite un análisis de variables categóricas con múltiples valores, por lo que es posible probar la asociación del tipo de daño con la mortalidad de plántulas (Allison

1995). Para mejorar la estimación de los coeficientes de regresión se determinó el tipo de distribución de la función de la supervivencia, para cada condición postincendio, por comparación con las distribuciones teóricas Weibull, gamma, exponencial, log-normal y log-logistic (Allison, 1995).

## **Resultados**

*Densidad de plántulas.* Se registro un total de 1434 plántulas, pertenecientes a la cohorte generacional de 1998. La densidad inicial de plántulas en cada sitio fue 28.5 ( $\pm 9.4$ ) (media  $\pm$  error estándar), 30.4 ( $\pm 17.5$ ), 24.6 ( $\pm 17.9$ ), 24.2 ( $\pm 12.2$ ), 26.7 ( $\pm 8.3$ ), 23.1 ( $\pm 12.6$ ) y 22.1 ( $\pm 6.0$ ), para BNA1, BNA2, BISUP1, BISUP2, BICMOD1, BICMOD2 y BICSEV, respectivamente. Sin embargo el análisis de varianza no mostró diferencias significativas entre ellos, ( $F = 0.44$ , g. l. = 6,  $p > 0.85$ ). Al final del estudio, la máxima densidad de plántulas correspondió a BICMOD1 con 16.5( $\pm 5.92$ ) seguidos de BICSEV y BICMOD2 con 2.62( $\pm 1.83$ ) y 1.37 ( $\pm 0.74$ ) respectivamente; en tanto BISUP1 y BISUP2 presentaron valores menores de 1 (0.62  $\pm$  1.6 y 0.12  $\pm$  0.35, respectivamente). Destaca que en los bosques no afectados (BNA1 y BNA2) todas las plántulas murieron a partir de los meses 20 y 24, respectivamente.

*Análisis de curvas de supervivencia.* La Figura 2.1, muestra las curvas de supervivencia y es evidente que, con excepción de la curva de supervivencia bajo la condición BICMOD1, la supervivencia de plántulas de *A. religiosa* presentó curvas de supervivencia tipo III (Pearl y Miner 1935), mostrando que la probabilidad de supervivencia disminuyó drásticamente durante los primeros 12 y 18 meses de edad, al extremo de que en los sitios de BNA1 y BNA2 la supervivencia de plántulas en este lapso fue cero. En las condiciones postincendio restantes, la supervivencia de plántulas disminuyó hasta 0.24, 0.08, 0.07 y 0.06 para BICSEV, BISUP1, BISUP2 y BICMOD2, respectivamente y fue constante durante los siguientes sesenta meses restantes.

Sorprendentemente, las plántulas bajo la condición BICMOD1 presentaron una curva de supervivencia tipo I (Pearl y Miner 1935) que se distingue de todas las anteriores por presentar una elevada probabilidad de supervivencia durante y después de los primeros 12 meses de edad, la cual fluctuó de 0.84 en los primeros 12 meses hasta 0.74 durante los seis años

restantes (Figura 2.1). Bajo esta condición el porcentaje de mortalidad de plántulas durante los primeros 12 meses de edad fue de tan solo 16% (n=34) y de 4.5% (n= 8) en promedio durante los 70 meses restantes

*Comparación de curvas de supervivencia.* Únicamente las curvas de supervivencia de BISUP2 y BICMOD2, fueron semejantes y no presentaron diferencias significativas, de acuerdo con la prueba de Log-Rank, ( $\chi^2 \geq 0.0090$ ; 0.1618; g.l. = 1; P= 0.924). Las curvas restantes mostraron diferencias significativas ( $p < 0.02$ ) entre si (Cuadro 2.1).

*Riesgos de mortalidad y tipos de daño.* En BNA1 y BNA2, el riesgo de mortalidad mostró una mayor frecuencia y los valores más altos (1.6), comparados con los bosques afectados por incendios (Figura 2.2). El menor valor de riesgo de mortalidad correspondió al BICMOD1 (0.11).

El análisis de regresión de máxima verosimilitud (Cuadro 2.2) mostró que los tipos de daño ocasionados por caída de ramas y la desecación afectaron de manera significativa ( $p < 0.0001$ ) la supervivencia de plántulas en todas las condiciones, con excepción de BICMOD1. También los daños ocasionados por hongos afectaron significativamente ( $p < 0.0001$ ) la supervivencia de las plántulas en BISUP1, BISUP2 y BICSEV.

El daño por enterramiento de plántulas afectó de manera significativa en las condiciones BISUP2 y BICMOD2, y se presentó en una ocasión, durante las lluvias torrenciales de septiembre y ocasionó alta mortalidad de 65 y 63% respectivamente.

La caída de árboles tuvo efectos significativos sobre la supervivencia de plántulas únicamente en BICSEV ( $p < 0.0001$ ). La mortalidad de plántulas por ramoneo (tallos roídos) y remoción de plántulas por roedores se registró en la temporada seca, a la edad de tres años, en pocas plántulas (n=3) y, exclusivamente, en la condición de BICMOD1, en la cual ningún tipo de daño tuvo efectos significativos sobre la supervivencia de plántulas (Cuadro 2.2).

## **Discusión**

La supervivencia de las plántulas de *A. religiosa*, se ajusta a las curvas de supervivencia tipo I y III propuestas por Pearl y Miner (1935). La curva tipo III se ha mencionado para especies de *Abies vietchii* Lind. y *A. mariesii* Mast., en Japón (Kohyama y Fujita, 1981) y *A. lasiocarpa*

en Norteamérica (Noble y Ronco, 1978; Barbour *et al.*, 1990). En tanto el tipo de curva I, de BICMOD1, no se ha documentado en especies arbóreas; sin embargo es probable que ocurra ya que se ha observado alta RN postincendio en *Abies concolor* (Shatford *et al* 2006), *A. magnifica* (Chappel y Agee, 1996) y *Pinus pungens* Lamb. (Waldrop y Browse, 1999). Estos tipos de curva contrastan con la curva tipo II, observada por Hett (1971) y Hett y Loucks (1976) en plántulas de *Acer saccharum* Marsh. y *Abies balsamea* (L.) Mill.

Los mayores valores de riesgo de mortalidad y la nula supervivencia de plántulas de *A. religiosa*, en los bosques no afectados por incendios, indican que estos bosques requieren de algún tipo de disturbio, como los incendios, para repoblarse. Los disturbios en bosques generan claros; sin embargo, el papel de los claros y la mayor incidencia de luz, no está bien definido en la repoblación del género *Abies*, ya que varias especies pueden hacerlo tanto bajo dosel como en claros, lo que se ha referido para *A. grandis* (Antos y Habeck, 1981), *A. lasiocarpa* (Agee y Smith, 1984), y *A. magnifica* (Scholl y Taylor 2006). En la presente investigación las mayores densidades de plántulas correspondieron a los claros ocasionados por incendios de copa, en particular con BICMOD1; no obstante, es recomendable realizar estudios semejantes en claros ocasionados por caída de árboles, para fortalecer el conocimiento del papel de los incendios sobre la RN de estos bosques.

Asimismo, durante los primeros 10 a 14 meses, las plántulas experimentaron la mayor mortalidad en todas las condiciones, con excepción de BICMOD1, cuando el estrato herbáceo y arbustivo fue muy escaso y no se encontraron en los cuadros de muestreo. Durante los años siguientes las herbáceas y arbustos ampliaron su cobertura, pero su posible papel como competidoras, no tuvieron efecto sobre la supervivencia de las plántulas, ya que ésta se mantuvo constante.

En los sitios que presentaron curva tipo III, la elevada mortalidad de plántulas de *A. religiosa* se asoció con la caída de ramas, la cual fue el denominador común en todos los sitios, tanto afectados como no afectados por incendios. Las fuertes lluvias y vientos asociados, durante el segundo mes de estudio, influyeron en su ocurrencia, ocasionando la ruptura del tallo de plántulas. En BNA y BISUP, ocurrió solo un evento, mientras que en el BICSEV ocurrió varias veces, por la continua caída de ramas muertas. En contraste, en BICMOD1, las ramas persistieron en el árbol hasta los cuatro años, por lo que sus efectos sobre la supervivencia de plántulas fueron insignificantes.

La desecación de plántulas fue el segundo factor importante asociado a su mortalidad. En los bosques no afectados, la desecación puede atribuirse a la capa de musgo y hojarasca, que se ha encontrado que emiten sustancias alelopáticas (Rice, 1979; Rizvi y Rizvi, 1992), e hidrofóbicas (DeBano *et al.*, 1998), que impiden a la raíz alcanzar el suelo (Simard *et al.*, 2003). En tanto para los bosques afectados por incendios superficiales (BISUP), la notable resequead del suelo, indicó que la desecación de plántulas puede ser atribuida a la generación de capas hidrófobas en el suelo, causadas por combustión incompleta de la materia orgánica del suelo entre 80 y 175°C según DeBano *et al.* (1998). En BISUP1 y BISUP2, Santander (2004) detectó compuestos hidrófobos en muestras de suelo.

Para los bosques afectados por incendio severo, la desecación de plántulas se atribuye a la destrucción de la estructura del suelo, que disminuye la porosidad y la capacidad del suelo para almacenar agua, como ha encontrado Giovannini *et al.* (1988) en suelos sometidos a temperaturas superiores a 460°C. En este sitio Santander (2004), no detectó sustancias hidrófobas; además debe considerarse que la desecación de plántulas, en el primer año de estudio, también se magnificó debido a la extraordinaria sequía que se presentó durante la primera estación seca (noviembre a mayo).

De manera contrastante, en los bosques afectados por incendios de copa moderado (BICMOD1), la desecación no ocasionó daños significativos ( $p < 0.999$ ), a pesar de las extraordinarias condiciones de sequía prevalecientes, y se atribuye a que las temperaturas alcanzadas en este tipo de incendio destruyen las sustancias hidrófobas, lo que permite una mayor disponibilidad de agua. Al respecto, Giovannini y Lucchesi (1997) y DeBano *et al.* (1998) encontraron que la combustión de materia orgánica a temperaturas mayores de 176 °C, destruye las sustancias hidrófobas. Santander (2004) no detecto sustancias hidrófobas en estos sitios. Por lo anterior se sugiere que este tipo de incendios tiende a generar condiciones edáficas que favorecen el establecimiento de plántulas y la RN del bosque de *A. religiosa*.

La mortalidad por enterramiento de plántulas, causada por deslizamiento del suelo ocurrió sólo una vez, pero ocasionó una elevada mortalidad en las condiciones BISUP2 y BICMOD2, por lo que sus curvas de supervivencia fueron semejantes. Este tipo de daño se atribuye a que estos sitios se ubican sobre pendiente mayores a 40% y a las torrenciales lluvias con 590 mm, que se presentaron durante el segundo mes de estudio, y representan la segunda mayor

precipitación registrada en los últimos 60 años según la estación meteorológica del Mineral del Chico.

La mortalidad asociada a daños por hongos, ocurrió durante la temporada invernal en BISUP1, BISUP2 y BICSEV, y se atribuye a la caída de ramas infectadas que la transmiten a las plántulas, como han mencionado tanto Fox (1977) como Girson y Salinas (1985). Shafizadeh y Kavanagh (2005) han demostrado que las plántulas de *Abies* son más susceptibles al ataque por hongos que otras coníferas.

En contraste, en BICMOD1 y BICMOD2 el follaje presentó un buen vigor, lo que podría asociarse con un cambio en la composición de terpenos en las acículas, producto de una mayor incidencia solar y tasas fotosintéticas más elevadas que previenen de ataques de hongos, tal como se ha encontrado en *Pseudotsuga menziesii* y en otras coníferas, (Zou y Gates, 1995; Trapp y Croteau, 2001; Nault, 2003).

Por último, la caída de árboles en BICSEV, se atribuye al que arbolado muerto y en pie está muy dañado y es susceptible a caer por los fuertes vientos.

## **Conclusiones**

Considerando la mayor probabilidad de supervivencia, el menor riesgo de mortalidad y la mayor densidad de RN en BICMOD1, aunados a que *A. religiosa* produce conos en la parte superior del árbol, permiten sugerir que estos bosques están adaptados a este tipo de incendios. Sin embargo en sitios ubicados sobre pendientes, las fuertes lluvias en el primer año, pueden ocasionar disminución en la densidad de plántulas, como ocurrió en BICMOD2.

La elevada supervivencia de las plántulas durante los dos primeros años, a pesar de las intensas lluvias y una sequía severa, sugieren que los incendios de copa moderado juegan un papel importante en la generación de condiciones edáficas, que permiten la RN del bosque de *A. religiosa*, y los resultados obtenidos son referencia de las condiciones climáticas extremas que pueden tolerar las plántulas de esta especie.

Las relativamente bajas densidades de plántulas, en BICSEV y BICMOD2, también indican una buena RN, si se considera que es nula en varios de estos bosques. Sin embargo el incendio de copa severo no puede considerarse adecuado para la RN del bosque de *A. religiosa*, porque al destruir el arbolado adulto, no garantiza la incorporación postincendio de de plántulas, en sitios alejados a la fuente de semilla.

Los incendios superficiales no favorecen la RN de este bosque, debido a que las plántulas de *A. religiosa*, registraron las mínimas probabilidades de supervivencia, menor vigor y en general los menores valores de densidad de plántulas. Los resultados encontrados sugieren que estos incendios son más nocivos de lo que se supone, para la RN del bosque, y se recomienda investigar más en detalle, los efectos de este tipo de incendio sobre las propiedades, hídricas (porosidad, infiltración, conductividad hidráulica), micromorfológicas, y químicas del suelo, ya que podrían ser la causa de la generación de zonas de mortalidad masiva de arbolado, como han mencionado Conard e Ivanova (1997) en bosques rusos, lo cual es importante ya que es el tipo de incendio más frecuente en los bosques de México.

### **Literatura citada**

- Agee J.K. y Smith L. 1984. Subalpine tree reestablishment after fire in the Olympic Mountains, Washington. *Ecology* 65:810-819
- Allison P. 1995. *Survival analysis using the SAS@ system. A practical guide*. SAS Institute Inc. Cary, North Carolina, USA.
- Alvarado-Rosales D. y Hernández-Tejeda T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones national park. En: Fenn M.F., de Bauer L.I. y Hernández-Tejeda T. Eds. *Urban air pollution and forests: resources at risk in the Mexico city air basin*, pp.122-159. Springer-Verlag, New York.
- Antos J.A. y Habeck J.R. 1981. Successional development in *Abies grandis* (Dougl.) Forbes forests in the Swan Valley, western Montana. *Northwest Science* 55:26-39.
- Baird B.N. 2006. Comment on post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 313: 615b.
- Barbour M. G., Pavlik B.M. y Antos J.A. 1990. Seedling Growth and Survival of Red and White Fir in a Sierra Nevada Ecotone. *American Journal of Botany* 77:927-938.
- Bourgeau-Chavez L.M., Alexander E., Stocks B.J. y Kasischke E.S. 2000. Distribution of forest ecosystems and the role of fire in the North American boreal region. En: Kasischke E. y Stocks B.J. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 111-131, Springer- Verlag, New York.
- Brick H. 1979. Effects of plant water stress on photosynthesis and survival of four conifers. *Canadian Journal Forest Research* 9:160-165.

- Chappel C.E. y Agee J.K. 1996. Fire severity and tree seedling establishment in *Abies magnifica* forests, Southern Cascades Oregon. *Ecological Applications* 6:628-640.
- Conard S.G. e Ivanova G.A. 1997. Wildfire in Russian boreal forest- potential impacts of fire regime characteristics on emissions and global carbon balance estimates. *Enviromental Pollution* 98:305-313.
- Charron I. y Greene D.F. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixewood boreal forest. *Canadian Journal Forest Research* 32:1607-1615.
- DeBano L.F., Neary D.G. y Ffolliott P.F. 1998. *Fire`s effects on Ecosystem*. John Wiley & Sons. Inc. New York.
- Donato D.C., Fontaine J.B., Campell J.L., Robinson W.D., Kauffman J. B. y Law B.E. 2006. Post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 311: 352.
- Fenner M. 1987. Seedlings. *New Phytologist* 106: 35-47.
- Fenner M. y Thompson K. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press. U.K.
- Fox J.F. 1977. Alternation and coexistence of tree species. *American Naturalist* 111: 69-89.
- Fox G.P. 1993. Failure-time analysis: Emergence, flowering, survivorship, and other waiting times. En: Scheiner S. y Gurevitch J. Eds. *Design and Analysis of Ecological Experiments*, pp. 253-289, Chapman Hall. New York.
- Galindo-Leal C., Franco I.S., Flores M. A., Lazcano C. y Cortés R. 1988. Plan de manejo del Parque Nacional El Chico. Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Hidalgo. México.
- Girson I.A. y Salinas R. 1985. Notas sobre enfermedades forestales y su manejo. Boletín Técnico 106. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México.
- Giovannini G., Lucchesi S. y Gianchetti M. 1988. Effect of heathing on some physical and chemical parameters related to soil agregation and erodibility. *Soil Science* 146:255-262.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-486.
- Gray A. y Spies T. 1996. Gap size, within-gap position and canopy structure effects on conifer seedling establishment. *Journal of Ecology* 84:635– 645.
- Greene D.F., Zasada J.H., Sirois L., Morin H., Kneeshaw D., Charron L. y Simard M.J. 1999. A review of the recruitment dynamics of boreal forest trees. *Canadian Journal Forest Research* 29: 824-839.

- Harcombe P.A. 1987. Tree life tables. *BioScience* 37: 557-568.
- Harper J.L. 1977. Population Biology of Plants. Academic Press.Orlando.
- Heinselman M.L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* 3:329-382.
- Hett J. 1971. A dynamic analysis of age in sugar maple seedlings. *Ecology* 52:1071-1074.
- Hett J. y Loucks O. 1976. Age structure models of Balsam fir and Eastern Hemlock. *Journal of Ecology* 64: 1029-1044.
- Kohyama T. y Fujita N. 1981. Studies on the population *Abies* of Mt. Shimagare. I. Survivorship Curve. *Botanical Magazine Tokyo* 94: 55-68.
- Manzanilla H. 1976. Investigaciones epidemiométricas y silvícolas en bosques mexicanos de *Abies religiosa*. SAG. México.
- Nault J.R. 2003. Site temperatures influence seasonal change in terpene composition in Douglas-fir vegetative buds and current year foliage. *Canadian Journal Forest Research*. 33: 2264-2273
- Noble D. y Ronco F.1978. Seed fall and establishment of Engelman spruce and Subalpine fir in clearcut openings in Colorado. USDA. Forest Service Research. Paper RM 200. Rocky Mountain Forest and Range Experimental. 12 pp.
- Newton M., Fitzgerald S., Rose R.R., Adams P.W., Tesch S.D., Sessions J., Atzet T., Powers R.F. y Skinner C. 2006. Comment on post-wildfire logging hinders regeneration and increases fire risk. *Science* 313:615a.
- Pearl R. y Miner J.R. 1935. Experimental studies on the duration of life. XIV. The comparative mortality of certain lower organisms. *The Quarterly Review of Biology* 10:60-79.
- Purdy B., MacDonald S.E., y Dale M.R.T. 2002. The regeneration niche of white spruce following fire in the mixedwood boreal forest. *Silva Fennica* 36:289-306
- Rice E.L. 1979. Allelopathy. *Botanical Review* 45:15-109.
- Rizvi S.J. y Rizvi V. 1992. *Allelopathy. Basic and applied aspects*. Chapman Hall. London.
- Rodriguez T.DA. 2008. Fire regimes, fire ecology, and fire management in Mexico. *Ambio* 37: 548-556.
- Rodríguez D., Rodríguez M. y Fernández F. 2002. *Educación e incendios forestales*. Ed. Mundiprensa. México.

- Rzedowski J. 1978. *La vegetación de México*. Ed. Limusa. México.
- SAS Institute Inc. 1998. *SAS/STAT User Guide, V6*. Fourth Edition, Volume 2. SAS Institute Inc. Cary, North Carolina.
- Santander G.M. 2004. Caracterización de materia orgánica por espectroscopia de infrarrojo (FT-IR) y su relación con nitrógeno y fosforo en suelos post-incendio de un bosque de oyamel. Tesis de Licenciatura, Biología, FES Zaragoza UNAM, México. 111 pp.
- Scholl A.E. y Taylor A.H. 2006. Regeneration patterns in old-growth red fir- western white pine forests in a northern Sierra Nevada, Lake Tahoe, USA. *Forest Ecology and Management* 235:143-154.
- Shafizadeh S. y Kavanagh J.A. 2005. Pathogenicity of *Phytophthora* species and *Pythium undulatum* isolated from *Abies procera* Christmas trees in Ireland. *Forest Pathology* 35:444-450.
- Shatford J.P., Hibbs D.E., y Puetman K.J. 2007. Conifer regeneration after forest fire in the Klamat - Siskiyou: How much, How soon? *Journal of Forestry* 105:139-146.
- Shvidenko A.Z. y Nilsson S. 2000. Extent, distribution, and ecological role of fire in Russian forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp.132-150, Springer- Verlag, New York.
- Simard M.J., Bergeron Y. y Sirios L. 2003. Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada. *Canadian Journal Forest Research* 33:672-681.
- Trapp S. y Croteau R. 2001. Defensive resin biosynthesis in conifers. *Annual Review Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 52:689-724.
- Van Wegner C.E. 1983. Fire behavior in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in northern Circumpolar Ecosystems*, pp. 65-80. John Wiley & Sons. New York
- Waldrop T. y Browse P. 1999. A comparison of fire intensity levels for stand replacement of table mountain pine (*Pinus pungens* Lamb.). *Forest Ecology and Management* 113:155-166.
- Wang G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* 163:85-92.

Zou J. y Gates R.G. 1995. Foliage constituents of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco (Pinaceae): their seasonal variation and potential role in Douglas fir resistant and silviculture management. *Journal of Chemical Ecology* 21:387-402.

Cuadro 2.1. Matriz de comparación entre pares de curvas de supervivencia de *A. religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham. bajo condiciones de bosque afectado y no afectado por incendios en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. Los valores de  $\chi^2$  corresponden a la prueba Log-Rank; los grados de libertad en todos los casos es igual a 1. BNA = bosque no afectado; BISUP = bosque afectado por incendio superficial; BICMOD = bosque afectado por incendio de copa moderado y BICSEV = bosque afectado por incendio de copa severo.

	BNA1		BNA2		BISUP1		BISUP2		BICMOD1		BICMOD2	
	$\chi^2$	P										
BNA2	22.84	<0.0001										
BISUP1	4.96	0.0260	24.97	<0.0001								
BISUP2	46.64	<0.0001	8.11	0.004	31.53	<0.0001						
BICMOD1	278.40	<0.0001	332.30	<0.0001	239.11	<0.0001	297.59	<0.0001				
BICMOD2	98.31	<0.0001	30.66	<0.0001	38.85	<0.0001	0.009	0.924	239.36	<0.0001		
BICSEV	40.39	<0.0001	64.83	<0.0001	10.79	<0.0001	51.56	<0.0001	145.19	<0.0001	57.36	<0.0001

Cuadro 2.2. Coeficientes de regresión ( $\beta \pm E. E.$  (error estándar)) de máxima verosimilitud para la supervivencia de plántulas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., en bosques afectados y no afectados por incendio.

Condición	Variable	g.l.	$\beta \pm E. E.$	$\chi^2$	P
BNA1	Intercepción	1	0.693 $\pm$ 0.029	545.754	0.0001
	Factor de mortalidad	3		10208.707	<0.0001
	Caída de ramas	1	-0.687 $\pm$ 0.034	398.677	0.0001
	Desecación	1	1.128 $\pm$ 0.030	1373.347	0.0001
BNA2	Intercepción	1	1.152 $\pm$ 0.014	6521.142	<0.0001
	Factor de mortalidad	3		3019.687	<0.0001
	Caída de ramas	1	-0.468 $\pm$ 0.021	471.945	<0.0001
	Desecación	1	0.793 $\pm$ 0.021	1307.267	<0.0001
BISUP1	Intercepción	1	4.511 $\pm$ 0.082	3000.92	<0.0001
	Factor de mortalidad	3		61.802	<0.0001
	Caída de ramas	1	-3.818 $\pm$ 0.087	1903.594	<0.0001
	Desecación	1	-2.551 $\pm$ 0.087	855.472	<0.0001
	Hongos	1	-3.413 $\pm$ 0.110	954.534	<0.0001
BISUP2	Intercepción	1	4.453 $\pm$ 0.061	5280.123	<0.0001
	Factor de mortalidad	4		4891.537	<0.0001
	Caída de ramas	1	-4.454 $\pm$ 0.075	3452.331	<0.0001
	Enterramiento	1	-3.760 $\pm$ 0.062	3600.76	<0.0001
	Desecación	1	-2.552 $\pm$ 0.070	1327.871	<0.0001
	Hongos	1	-3.160 $\pm$ 0.081	1506.709	<0.0001
BICMOD1	Intercepción	1	12.966 $\pm$ 27893	0.0000	0.9996
	Factor de mortalidad	4		853.30	<0.0001
	Caída de ramas	1	-12.335 $\pm$ 27893	0.0000	0.9996
	Caída de árboles	1	-8.940 $\pm$ 27893	0.0000	0.9997
	Ramoneo de tallo	1	-9.970 $\pm$ 27893	0.0000	0.9997
	Desecación	1	-8.848 $\pm$ 27893	0.0000	0.9997
BICMOD2	Intercepción	1	5.014 $\pm$ 0.0009	27700036	<0.0001
	Factor de mortalidad	3		16895401.9	<0.0001
	Caída de ramas	1	-5.014 $\pm$ 0.001	9999.9	<0.0001
	Enterramiento	1	-4.321 $\pm$ 0.001	9999.9	<0.0001
BICSEV	Intercepción	1	4.418 $\pm$ 0.006	425320	<0.0001
	Factor de mortalidad	4		21752585.3	<0.0001
	Caída de ramas	1	-4.418 $\pm$ 0.006	9999.9	<0.0001
	Caída de árboles	1	-1.423 $\pm$ 0.006	9999.9	<0.0001
	Desecación	1	-2.627 $\pm$ 0.006	9999.9	<0.0001
	Hongos	1	-3.320 $\pm$ 0.006	9999.9	<0.0001

BNA= Bosque no afectado; BISUP=Bosque afectado por incendio superficial; BICMOD=Bosque afectado por incendios de copa moderado y BICSEV= bosque afectado por incendio de copa severo.

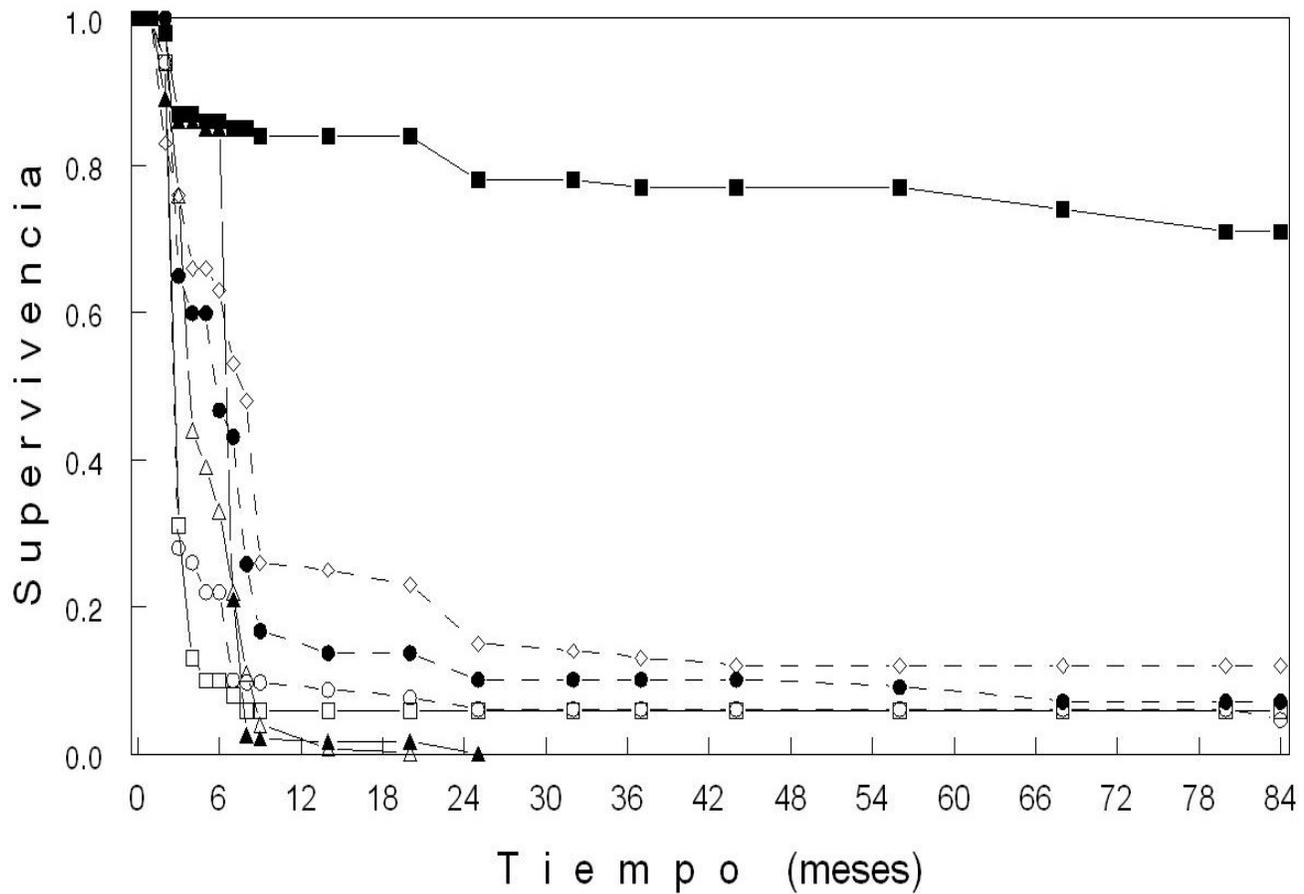


Figura 2.1. Curvas de supervivencia de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schletl. et Cham., bajo condiciones de bosques: no afectados por incendios (BNA1 ▲; BNA2 Δ); afectados por incendio superficial (BISUP1 ●; BISUP2 ○); afectados por incendio de copa moderado (BICMOD1 ■ y BICMOD2 □); y afectado por incendio de copa severo (BICSEV ◇).

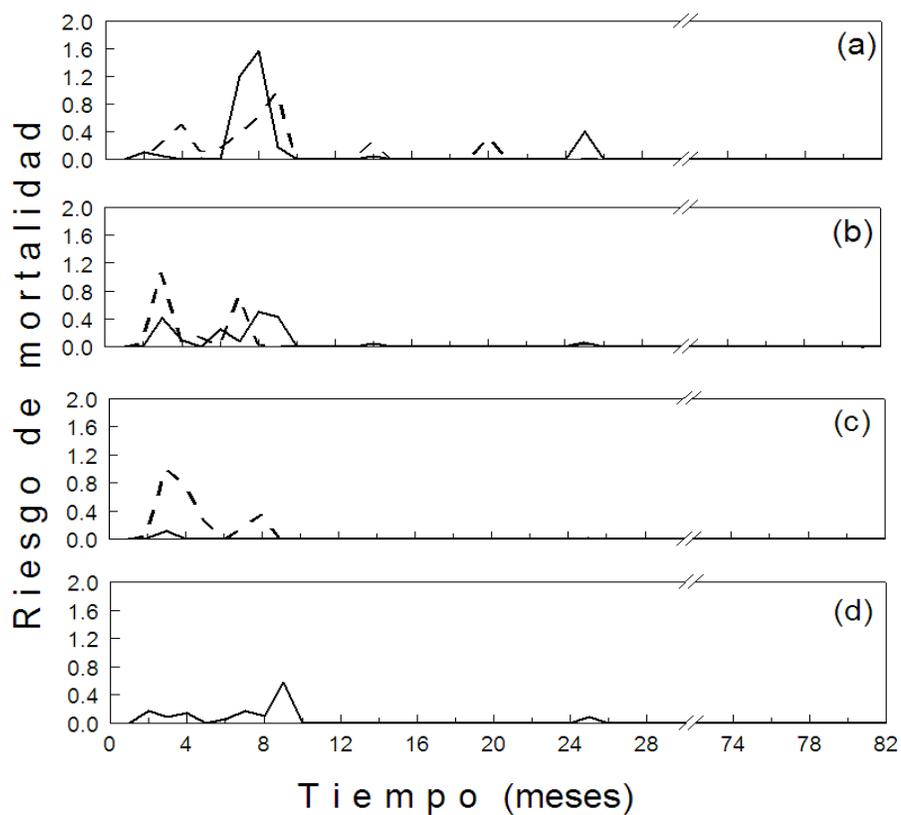


Figura 2.2. Riesgo de mortalidad de una cohorte de plántulas de *Abies religiosa* (H.B.K.) Schlecthl. et Cham., en bosques: (a) no afectados (BNA1 — ; BNA2 ---) ; (b) afectados por incendio superficial (BISUP1— ; BISUP2 ---); (c) afectados por incendios de copa moderado (BICMOD1— ; BICMOD2 ---); y (d) afectado por incendio de copa severo (—).

## **CAPÍTULO 3**

### **LOS MINERALES COMO INDICADORES DE LA INTENSIDAD DE LOS INCENDIOS FORESTALES**

## Resumen

La temperatura que alcanza la superficie del suelo, durante los incendios forestales, es un factor que determina los cambios en las propiedades del suelo; sin embargo, su registro es difícil. En este trabajo se propone que los minerales de suelo pueden ser indicadores de incendios pasados, de su severidad y de la temperatura que alcanzó el suelo durante los incendios forestales; además, los cambios mineralógicos pueden estar relacionados con las propiedades químicas y con el grado de desarrollo de los Andosoles. Por lo anterior se evaluó la mineralogía y propiedades químicas de la capa superficial (0-5cm) de un Andosol háplico y un Andosol esquelético, tanto de sitios no afectados y afectados en 1998 por incendios forestales de diferente severidad, así como de muestras de suelos de sitios no afectados, sometidas a 250°C, 450°C y 600°C. Las muestras se analizaron con difracción de rayos X. También se determinaron MO, C.E. pH, N total, P disponible y cationes Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup>, tanto solubles como intercambiables. Los difractogramas de sitios no afectados, los afectados por incendios de copa moderado y severo, y las obtenidas a 450°C y 600°C, mostraron semejanza, por la presencia de halloysita e incrementos en coesite, lo que permite suponer que estos incendios han ocurrido anteriormente. La ausencia de halloysita e incrementos en lueshite indica incendios de tipo superficial, con temperaturas aproximada a 250°C. En ambos suelos hay incrementos en pH, K<sup>+</sup> y Ca<sup>2+</sup> solubles y reducción en CE y N, por lo que Andosoles, con diferente grado de desarrollo, responden de igual manera a los incendios y sus diferencias se deben al tipo de incendio y a su ubicación topográfica.

**Palabras clave:** Polimorfos de sílice, halloysita, incendios forestales, mineralogía postincendio, propiedades del suelo.

## Abstract

During forest fires, the surface of the soil can reach temperatures which constitute an important factor in determining the changes in the properties of the soil. It is, however, difficult to register it during natural fires. In this work, we propose that the minerals in the soil can be indicators of the severity and temperature that the soil reaches during forest fires, and can be related with the chemical properties of Andosols and their degree of development. Because of this, mineralogy and chemical properties of the surface layer (0-5 cm) were evaluated in a haplic Andosol and a skeletal Andosol both in sites affected and unaffected by

forest fires of different intensities in 1998. Moreover, samples from unaffected sites were submitted to temperatures of 250°, 450°, and 600°C. The samples were analyzed through X-ray diffractometry. The following properties were also determined: MO, EC, pH, total N, available P, and Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, and Mg<sup>2+</sup> cations, both soluble and insoluble. The diffractograms of unaffected sites, those affected by moderate and severe canopy fires, and those obtained through 450° and 600°C were similar due to the presence of halloysite, which allows to assume that there have been prior fires. An absence of halloysite and increase of lueshite indicates surface fires with temperatures of approximately 250°C. Both soils show an increase in pH, and soluble K<sup>+</sup> and Ca<sup>2+</sup>, and a reduction of EC and N, thus Andosols with different degrees of development respond similarly to forest fires and their differences can be due to the type of fire and its topographical location.

**Key words:** silica polymorphs, halloysite, forest fires, post-fire mineralogy, soil properties.

## **Introducción**

Los incendios ocasionan cambios en las propiedades mineralógicas y químicas del suelo, lo que influye en el ciclo de nutrientes, el crecimiento vegetal y los cambios en la productividad de los ecosistemas forestales, por lo que son el disturbio natural más importante en bosques de coníferas (DeBano *et al.*, 1998; Kasischke, 2000).

Los incendios forestales pueden ser de tipo subterráneo, superficial o de copa, y varían en frecuencia, intensidad y severidad, lo que en conjunto define el régimen de incendios (Van Wagner 1983; Wang, 2002). De acuerdo con Van Wagner (1983), para cada tipo de vegetación, que dependa de los incendios para perpetuarse, debe de existir un régimen óptimo que se ajuste completamente a sus requerimientos ecológicos.

Para describir el régimen de incendios, se han propuesto principalmente la frecuencia, estacionalidad, tipo e intensidad de incendios (Shvidenko y Nilsson, 2000). La intensidad de incendios es definida como la cantidad de energía generada por el incendio por unidad de área y por unidad de tiempo; además, indica los efectos ecológicos sobre un ecosistema forestal. Sin embargo, es difícil cuantificarla y no siempre es posible medirla directamente en campo (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2000). Por lo anterior se han sugerido indicadores indirectos de la intensidad y duración del incendio, tales como la altura de la flama sobre el tronco y la velocidad de dispersión del incendio en el suelo, medida por el nivel de consumo de la

hojarasca (Shvidenko y Nilsson, 2000), sin embargo estas mediciones no registran la temperatura que alcanzaron los incendios, sobre todo en el suelo, la cual es importante para determinar los cambios en sus propiedades químicas (Marcos *et al.*, 2007).

Se ha señalado que los minerales cambian sus propiedades (deshidratación, oxidación o dehidroxilación) en función de la temperatura (Amonette, 2000), por lo que el análisis mineralógico puede ser una herramienta que ayude a determinar la T° que alcanzan los suelos durante un incendio y comprender su relación con los cambios en las diferentes propiedades.

El estudio del efecto de los incendios sobre las propiedades edáficas se ha realizado por Grier (1975), Kutiel e Imbar (1993), Andreu *et al.* (1996), Gimeno *et al.* (2000), Alazausis *et al.* (2004) y Rohades *et al.* (2004). Estos autores han referido incrementos o disminuciones en los contenidos de algunos elementos o propiedades físicas o químicas; sin embargo, se han llevado a cabo pocos estudios donde se han evaluado los cambios de las propiedades edáficas bajo diferentes tipos e intensidades de incendios.

En el caso de Andosoles sometidos a incendios forestales severos, no presentaron cambios mineralógicos en los componentes amorfos, pero sí disminuyó la humedad del suelo (de 31% y 56%) y se atribuyó a la pérdida de materia orgánica y a la formación de sustancias hidrófobas (Alauzis *et al.*, 2004). Sin embargo, Grier (1975) y Alauzis *et al.* (2004) encontraron resultados discordantes, ya que los incendios sobre estos suelos pueden provocar el incremento o disminución de algunos cationes, N total y NO<sub>3</sub>, pH y conductividad eléctrica. Estos resultados muestran la necesidad de considerar tanto las temperaturas que alcanzan los incendios como el tipo de desarrollo de un Andosol.

Los Andosoles son suelos de origen volcánico que pueden estar constituidos por imogolita, ferrihidrita, alofano y opalo (Soil Survey Staff, 1999), minerales hidratados que pueden sufrir modificaciones cuando son expuestos a la superficie, o bien disminuir su capacidad de retención de humedad y otras propiedades hídricas, de forma irreversible (Oleschko y Chapa-Guerrero, 1992; Mizota y Van Reeuwijk, 1989). Wada (1987), menciona que esto genera la cristalización de minerales a formas menos reactivas, disminuyendo los minerales amorfos y pseudoamorfos. Con base en lo anterior, se infiere que los incendios pueden deshidratar y alterar la mineralogía del suelo, al transformar o destruir minerales en función de la intensidad, por lo que se plantea la hipótesis de que la mineralogía y las

propiedades químicas de los Andosoles pueden ser utilizadas como indicadores de antiguos incendios forestales, de sus diferentes intensidades y de las temperaturas alcanzadas.

Además los Andosoles, con diferente grado de desarrollo, pueden presentar altos contenidos de MO y materiales amorfos (Andicos) o bien presentar una incipiente grado de alteración (víticos o esqueléticos) (ISSS-ISRIC-FAO, 2006), por lo que se esperaría una respuesta diferente en cada uno de ellos. En México, los Andosoles se ubican en la Franja Volcánica Transmexicana y presentan bosques de coníferas (García Calderón *et al.*, 2007), las cuales son afectadas periódicamente por incendios. El objetivo de este trabajo fue determinar el efecto de incendios de diferente intensidad sobre las propiedades mineralógicas y químicas en andosoles, y evaluar el uso del análisis mineralógico para inferir si acontecieron incendios forestales en el pasado y estimar las temperaturas que alcanzó el suelo superficial.

### **Material y métodos**

*Área de estudio.* Se localiza en el parque nacional El Chico, Estado de Hidalgo, al N de la ciudad de México, entre los 20° 10' 10'' y 20° 13' 25'' N y los 98° 41' 50'' y 98° 46' 02'' W, y entre los 2 320 m y los 3 090 m de altitud.

El clima es templado semifrío, con lluvias en verano; la precipitación media anual es de 1382 mm y el mes con mayor precipitación es septiembre con un promedio de 302 mm y las lluvias de invierno representan menos de 5% de la precipitación anual. La temperatura media del mes más calido (abril) y del mes más frío (febrero) es de 17 °C y de 6 °C respectivamente; aunque se han registrado temperaturas máximas y mínimas extremas de 38 °C y de -6 °C, respectivamente. La estación seca se presenta desde noviembre hasta mayo, con una precipitación promedio de 21 mm.

La geología de la zona está representada por andesitas, tobas andesíticas y riolitas (Galindo-Leal *et al.*, 1988). El bosque de *A. religiosa* se desarrolla sobre Andosoles y Cambisoles, con texturas tipo limoso-arenoso, arcillo-arenoso y arenoso.

El bosque de oyamel cubre 67% de la superficie del parque y *A. religiosa* es la especie arbórea dominante. El estrato arbustivo presenta *Archibaccharis hieracioides* Blake, *Baccharis conferta* H.B.K., *Eupatorium hidalgense* Rob., *Fuchsia thymifolia* H.B.K., *Ribes affine* H.B.K., *Salvia elegans* Vahl., *Senecio angulifolius* D.C. y *Stevia monardifolia* H.B.K. El estrato herbáceo lo domina *Alchemilla procumbens* Rose y el estrato rasante por varias

especies de musgo *Thuidium* spp. La capa de musgo y hojarasca varía de 3 hasta 25 cm de espesor.

*Sitios de muestreo.* Durante los meses de marzo y abril de 1998, ocurrieron incendios en el parque. Los incendios fueron principalmente de tipo superficial y en menor grado de copa. En julio de 1998 se recorrieron las áreas afectadas y se eligieron dos zonas cuya extensión incluyó sitios de bosques afectados por incendios de diferente severidad. La Zona 1, sobre pendientes de 10%, presentó un Andosol háplico, según Krasilnikov P. (com. pers.), con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA1), afectado por incendio superficial (BISUP1), afectado por incendio de copa moderado (BICMOD1) y afectado por incendio de copa severo (BICSEV1) *sensu* Shvidenko y Nilsson (2000). La Zona 2, presentó un Andosol esquelético con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA2), afectado por incendio superficial (BISUP2) y afectado por incendio de copa moderado (BICMOD2).

En todos los sitios afectados, tanto la capa de hojarasca como los estratos rasante, herbáceo y arbustivo fueron consumidos completamente por los incendios. En los bosques afectados por incendio superficial, todos los árboles con alturas de 2 m y diámetros a la altura del pecho (DAP)  $\leq 5$  cm murieron; la altura de la flama marcada en el tronco de los árboles fue menor de 1m. La capa de cenizas aproximadamente fue de 3 cm de espesor. El tamaño de los sitios afectados por este incendio fue de 1.2 (BISUP1) y 0.8 hectáreas (ha) (BISUP2), respectivamente. En los sitios de los bosques afectados por incendio de copa moderado (BICMOD), todos los árboles con DAP  $\leq 30$  cm y alturas  $\leq 20$  m murieron. Los árboles sobrevivientes, con alturas de 35 a 40 m y con DAP entre 35 y 55 cm presentaron daños en aproximadamente 75% de su copa; aunque la marca de la flama sobre el tronco no excedió los 6 m de altura. La capa de cenizas fue de aproximadamente 4 cm. El tamaño de estas sitios fue de 0.42 ha. (BICMOD1) y 0.8 ha (BICMOD2). En el bosque afectado por incendio de copa severo (BICSEV1), todos los árboles de todos los tamaños murieron, algunos de ellos en pie. La marca de la flama sobre el tronco alcanzó hasta 30 m de altura. La capa de cenizas fue de 4 cm; el tamaño de esta parcela fue de 1.1 ha. En contraste en los sitios de bosques no afectados (BNA), considerados como testigo, no presentaron vestigios de incendios por lo que se conservaron todos los estratos del bosque. El espesor promedio de la hojarasca y musgo fue de 10 cm.

*Análisis mineralógico.* Se tomó una muestra representativa de los primeros 5 cm de profundidad del suelo de cada sitio, incluyendo la capa de ceniza. Las muestras fueron tamizadas (< 2 mm) y preparadas de acuerdo con Van Reeuwijk (2003). Se destruyó la materia orgánica con peróxido de hidrógeno y, posteriormente, se maceró en un mortero de porcelana para obtener partículas de tamaño aproximado de 50  $\mu\text{m}$ . Las muestras fueron analizadas en polvo utilizando un Difractómetro de Rayos X. Las mediciones se realizaron por la técnica de barrido a una velocidad de  $4^\circ \text{ min}^{-1}$ , desde  $2^\circ$  a  $60^\circ$  en un equipo GBC 122D Automation Interface ®. Los minerales se determinaron utilizando el software ICDD (2002).

Para determinar cambios ocasionados por incendios y tener una aproximación de las temperaturas alcanzadas en el suelo durante el incendio, se tomaron muestras representativas de los sitios de bosques no afectados de ambas zonas, que incluían tanto los primeros 5 cm de profundidad como la capa de hojarasca y material vegetal. Las muestras se secaron a temperatura ambiente y posteriormente fueron sometidas a:  $250^\circ\text{C}$ ,  $450^\circ\text{C}$  y  $600^\circ\text{C}$  en una mufla, por treinta minutos. En estas temperaturas Giovannini y Lucchesi (1997), Gimeno-García *et al.* (2000) y Marcos *et al.* (2007) han detectado cambios importantes en suelos. Después de 24 horas las muestras tratadas fueron preparadas y sometidas al mismo análisis.

*Determinación de propiedades químicas.* En cada sitio se formó una muestra compuesta de los primeros 5 cm de profundidad. DeBano *et al.* (1998) mencionan que a esta profundidad están las mayores modificaciones del suelo, ocasionadas por incendios.

Las muestras fueron secadas a la sombra a temperatura ambiente y fueron pasadas por un tamiz de 2 mm, y se determinaron las siguientes propiedades químicas: Materia orgánica (método de Walkey-Black), pH (relación 1:5, con un potenciómetro); N total (semimicroKjeldahl), CIC, y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiable (extracción con  $\text{NH}_4 \text{OAc}$  y espectrofotometría de absorción atómica), y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  soluble (extracción de pasta saturada y espectroscopía de absorción atómica), P disponible (Bray I- Molibdatos ácido ascórbico), con base en el Manual de Van Reeuwijk (2003), en el laboratorio de Génesis y Clasificación de Suelos del Colegio de Postgraduados.

## Resultados

*Propiedades mineralógicas.* En el Andosol háplico, los sitios mostraron una composición mineralógica similar en los sitios no afectados y afectados por incendios, pero registraron variaciones en su abundancia (Figura 3.1). En el sitio no afectado por incendios (BNA1) predominó el cuarzo y polimorfos como coesite y opalo (3.1°A), y en menor grado la lueshite (3.9°A), anortoclasa (3.23°A) y halloysita (7.6°A y 3.63°A). Todos estos minerales, con excepción de lueshite, disminuyen en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1). En el sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD1), la anortoclasa recupera su abundancia inicial y en menor grado de polimorfos de cuarzo y halloysita. El difractograma del sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV1) es muy parecido al de BICMOD1 (Figura 3.1).

Los difractogramas de las muestras sometidas a diferentes temperaturas (Figura 3.1e, 3.1f, y 3.1g), muestra que el BNA1, BICMOD1, el BICSEV1 son semejantes con la obtenidas a 600°C, indicado de manera importante por el incremento de la anortoclasa (3.23°) y la presencia de halloysita (3.63°A y 7.6 °A), la cual aparece desde los 450°C. En tanto, el difractograma de BISUP1 mostró semejanza con la muestra sometida a 250°C, por el mayor incremento de lueshite (3.9°A) y la desaparición de la señal de halloysita (7.6°A y 3.63°A).

En los sitios con el Andosol esquelético (Figura 3.2) la composición mineralógica fue similar en los sitios no afectados y afectados. En el sitio del suelo no afectado (BNA2) predominó anortoclasa (3.23°A), halloysita (3.63°A), y en menor proporción los minerales asociados con cuarzo: coesite y cuarzo  $\alpha$ , (3.1°A), y lueshite (3.9°A). En el sitio afectado por incendio superficial (BISUP2), disminuyó drásticamente la halloysita y se incrementaron los minerales asociados con cuarzo, principalmente coesite, los cuales llegan a ser los más abundantes en el sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD2; Figura 3.2a y 3.2b).

Los difractogramas de muestras sometidas en mufla a diferentes T°, (Figura 3.2d, 3.2e y 3.2f) mostraron que BNA2 tiene similitud con la de 600°C. , la de BICMOD2 con la de 450°C y BISUP2 parece ser una combinación entre la muestra sometida a 250°C y el BNA2, por lo que se infiere que las temperaturas alcanzadas en este sitio fueron menores.

*Propiedades químicas.* En el Andosol háplico, los sitios afectados por incendio mostraron incrementos en pH,  $K^+$  intercambiable,  $Na^+$ ,  $K^+$ , y  $Ca^{2+}$  solubles, con relación al sitio no afectado (BNA1). También mostraron una disminución en N total y  $Mg^{2+}$  intercambiable. Esta disminución fue mayor en BISUP1, el único sitio donde la MO y el P también disminuyeron (Cuadro 3.1). El P se incremento sólo en BICMOD1, en tanto que la CIC y la CE mostraron incrementos únicamente en BICSEV1; mientras que en los otros sitios disminuyeron.

El  $Ca^{2+}$  intercambiable presentó un comportamiento peculiar con respecto al bosque no afectado, ya que disminuyó en BISUP1, se incrementó ligeramente en BICMOD1 y disminuyó nuevamente en BICSEV1, con valores semejantes al del BNA1. En tanto el  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  solubles se incrementaron en BISUP1 y BICMOD1 y en BICSEV1 presentaron valores similares a BNA1.

En el Andosol esquelético, y con respecto al bosque no afectado (Cuadro 3.1), BISUP2 mostró incrementos en MO, pH, y  $Ca^{2+}$  soluble y presentó disminución en las propiedades: N total y  $Mg^{2+}$  soluble. Este sitio no mostró afectaciones en los cationes intercambiables,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$ , CIC, ni en los cationes solubles  $Na^+$  y  $K^+$ . En el BICMOD2 se incrementaron el pH,  $K^+$  intercambiable, CIC,  $K^+$ , y  $Ca^{2+}$  solubles, y presentó disminución en: MO y CE, N total, P,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  intercambiable, y una ligera disminución en  $Na^+$  y  $Mg^{2+}$  soluble. Las propiedades CE y P disminuyeron conforme se incrementó la intensidad del incendio

## **Discusión**

*Efectos en la mineralogía.* La abundancia de halloysita y coesite en las muestras de suelo de bosques no afectados (BNA1 y BNA2), así como en muestras sometidas a 450° y 600° C, indican que en el pasado, han ocurrido incendios forestales de copa, con temperatura semejantes, en estos bosques. Al respecto Curtis y Kelly (2002) registraron que a estas temperaturas se forma coesita, un polimorfo de cuarzo, inestables a cambios en temperatura; en tanto White y Dixon (2002) señalan que los filosilicatos, a los que pertenece halloysite, reaccionan en este mismo intervalo térmico. Además, la presencia del mineral lueshite o niobato de sodio, se forma por calentamiento de calcita a más de 450°C (Chakhmouradian y Mitchell, 1998). La calcita proviene de los desechos orgánicos y es constituyente de minerales

presentes en la zona; en tanto el niobio es un constituyente adicional en varias rocas volcánicas (Chakhmouradian y Mitchell, 1998).

La gran disminución de la abundancia de halloysita y polimorfos de cuarzo, tanto en los sitios afectados por incendios superficiales (BISUP1 y BISUP2) como en muestras sometidas a 250°C, indica que este tipo de incendios ocasiona deshidratación de minerales. De acuerdo con White y Dixon (2002) las halloysitas de la forma 7°A y 10°A, presentan agua en la intercapa cristalina, la cual pierden por deshidratación. La remoción del agua higroscópica, según Marcos *et al.* (2007) ocurre cuando las temperaturas superan los 177°C.

En Andosoles, bajo condiciones húmedas se presenta una alta disolución de silicio y se favorece la formación de alofano, pero bajo condiciones secas, se incrementa la concentración de silicio y se forman halloysitas (Harsh *et al.*, 2002) y es por ello que existe una relación alofano-halloysita. La disminución de halloysitas implica una disminución de alofano en este tipo de incendios, lo que sería la causa de los cambios irreversibles en su capacidad de retención de humedad. Un estudio específico sobre la respuesta de alofano a diferentes temperaturas dará mayor claridad al respecto y de sus implicaciones ecológicas, ya que la humedad del suelo es el factor más importante para la conservación de los bosques (van der Salm *et al.*, 2007).

Los incendios de copa moderados ocasionaron un incremento en anortoclasa, similar al encontrado en muestras sometidas a 450°C, así como un incremento en el mineral coesite y minerales asociados con el cuarzo.

La variación de la abundancia de anortoclasa es atribuible a la presencia de Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup>. Harlow (1982), menciona que la anortoclasa es intermedia entre la sanidina y albita, y si el sodio no está presente se transforma a sanidina, y si el potasio no está presente se transforma a albita; además este autor indica que estos cambios ocurren por encima de los 25°, 400° y 500°C. La presencia de Na<sup>+</sup> y K<sup>+</sup> solubles en el suelo, explica la variación de la abundancia de anortoclasa con los diferentes tipos de incendios.

Megaw (1970) encontró una relación entre el mineral coesite y la sanidina y otros feldespatos, lo que explica la relación entre la variación de anortoclasa y coesite. Además, la variación en el cuarzo y polimorfos como coesite y ópalo (3.1°A), se atribuyen a que son poco estables, cambian a 400°C y se vuelven estables a temperaturas mayores. Asimismo, Harsh *et al.* (2002) mencionan que el alofano puede formarse a partir de anortoclasa si el pH es mayor

de 4.5; de esta forma existe una relación anortoclasa-cuarzo-alofano que es alterada por la temperatura a 250°C aproximadamente y vuelve a sus condiciones originales por encima de los 450°C, lo que explica la similitud del difractograma del incendio de copa severo (BICSEV) con el de BICMOD1 y también con el del BNA. El difractograma del sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV) mostró incremento de anortoclasa, lo que indica que la temperatura alcanzada fue superior a 450°C, pero su semejanza con el difractograma de BICMOD1, también indica que posiblemente las diferencias entre este tipo de incendios sólo ocurre sobre la copa de árboles y en menor grado sobre la superficie del suelo.

En el Andosol esquelético, los incrementos en la abundancia relativa de minerales como los amorfos de cuarzo, en BISUP2, fueron parecidos a los que se presentaron en muestras sometidas a calentamiento de 200° y 450°C y se atribuyen a aportes externos de silicatos de origen biogénico (ópalos), a partir del material vegetal parcialmente quemado que cae en este tipo de incendios. Watteau y Villemin (2001) encontraron que este mineral ingresa al suelo a través de la caída de hojas y ramas.

En los sitios afectados por incendios de copa moderado el incremento en la abundancia de halloysita, tanto en el Andosol háplico como en Andosol esquelético, es análogo a lo que ocurre con las muestras sometidas de ambos suelos a temperaturas de 450° y 600°C, lo que indica que en dichos incendios se alcanzan estas temperaturas. Este hecho es importante porque podría implicar que la pérdida de retención de humedad es un proceso reversible con un cambio térmico.

El incendio de copa severo presenta un difractograma similar al sitio afectado por incendio de copa moderado, lo que revela que las temperaturas alcanzadas oscilaron entre los 450° y 600°C.

Las variaciones en el cuarzo y sus polimorfos coesita, en los diferentes tipos de incendios pueden tener gran importancia en la productividad vegetal, ya que Emadian y Newton (1989) y Watteau y Villemin (2001) mencionan que la disponibilidad del silicio favorece el crecimiento vegetal.

*Efectos sobre las propiedades químicas.* En el Andosol háplico, el incremento de MO, minerales solubles como  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , en sitios afectados por incendios, se atribuye a las adiciones de cenizas derivadas de la combustión de material vegetal; esto también incrementó

el pH del suelo, en concordancia con lo encontrado por Alauzis *et al.* (2004). El incremento de  $K^+$  intercambiable, se atribuye a que esta presente en anortoclasa y se puede liberar cuando ocurre oxidación (Thompson y Ukrainczyk, 2002). La disminución de N, también registrado por Grier (1975) y Alauzis *et al.* (2004), se atribuye a su baja temperatura de volatilización (200°C a 300°C), como han encontrado Marcos *et al.* (2007).

La disminución de MO, P,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  intercambiables, en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1) puede atribuirse a que se pierden por los escurrimientos. Gimeno-García *et al.* (2000) encontraron incrementos en el suelo, pero también pérdidas por escurrimientos de agua, en sitios afectados por incendios. DeBano *et al.* (1998) señalaron que, en este tipo de incendios, existe la formación de una capa hidrófoba, que genera escurrimientos cuando ocurren lluvias. Santander (2004) encontró sustancias hidrófobas en estos sitios.

La reducción de P también puede atribuirse a que este elemento es soluble en  $CO_2$ , en éter y se volatilizó. El  $CO_2$  es un producto de la combustión y los compuestos tipo éter; un producto de la combustión incompleta de la MO, se han encontrado en estos sitios afectados incendio superficial (Santander, 2004). En el sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD1) el incremento en P disponible coincide con Alauzis *et al.* (2004), y se atribuye a su liberación por el material vegetal calcinado, aunado a la inactividad enzimática, al incremento de pH y la presencia de hidróxidos de  $Fe^{2+}$  y  $Al^{2+}$ . Al respecto, DeBano *et al.* (1998) indicaron que se han encontrado incrementos de P disponible en sitios postincendio, principalmente en cenizas, debido a que el incendio inactiva a la *fosfatasa* por encima de temperaturas de 180°C; además, sí el pH se incrementa por la alcalinización que ocurre, el P disponible no es aprovechable. Incrementos de P también son referidos por Giovannini y Lucchesi (1997). Este resultado tiene gran importancia, porque este nutrimento es retenido en este tipo de suelos y limita su productividad.

El sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV), registró los valores más altos en los contenidos de MO, debido a la mayor acumulación de cenizas, así como a un incremento en estructuras parcialmente quemadas y formación de MO secundaria, lo que posiblemente incrementó la CIC, en concordancia con lo mencionado por Buurman *et al.* (2007), quienes encontraron que la materia orgánica vegetal degradada por incendios es rápidamente sustituida por la MO secundaria producida por la actividad microbiana. En este sitio se registraron los mayores valores de pH, que fue de 5.85 y se atribuye a una mayor combustión de ácidos

orgánicos (Marcos *et al.*, 2007) y al incremento de grupos hidroxilo. Al respecto Giovanninni y Lucchesi (1997), y De Bano *et al.* (1998) señalaron que cuando las temperaturas son mayores de 460°C se liberan los grupos hidroxilo. El N presentó un menor valor posiblemente debido a que en estas temperaturas hubo mayor volatilización de este elemento. Los valores de CE, P y  $Ca^{2+}$  intercambiable son semejantes al del bosque no afectado, lo que fortalece la idea de la recuperación o retorno a las condiciones originales, al igual que en las propiedades mineralógicas.

En el Andosol esquelético, el sitio afectado por incendio superficial (BISUP2), presentó disminución de N y P, lo que se atribuye a la pérdida por volatilidad. La disminución de  $Mg^{2+}$  soluble se atribuye a pérdidas por escurrimientos. Al respecto BISUP2 se ubica sobre pendientes de 30% y bajo bosque no afectado, por lo que es un sitio receptor. Esta condición ambiental permite explicar los incrementos en MO, pH y  $Ca^{2+}$  soluble.

Las variables restantes no fueron afectadas, lo que se atribuye a que posiblemente pierden las cenizas acumuladas, pero también gana por ser receptor de los nutrimentos presentes en escurrimientos. En este sentido Hook y Burke (2000) y Seibert *et al.* (2007) han reconocido la importancia de la ubicación topográfica en las propiedades del suelo, señalando que los sitios de partes bajas son receptores de nutrimentos.

La ubicación del sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD2), con pendientes de 30% y en la parte alta de la ladera, lo hacen un sitio donador y transfiere o pierde nutrimentos, lo que explica porque presentó las mayores disminuciones en MO, CE, N, P,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  intercambiable,  $Na^+$  y  $Mg^{2+}$  soluble.

Los resultados anteriores permiten mostrar que los efectos de los incendios sobre las propiedades químicas dependen de la ubicación topográfica del sitio afectado, lo cual no ocurre con los minerales, por lo que estos representan una opción para ser utilizados como indicadores de la intensidad de los incendios forestales e incluso para detectar si han ocurrido incendios anteriores.

## **Conclusiones**

El estudio de incendios a través de los análisis mineralógicos es factible, ya que los cambios en presencia y la abundancia de minerales en Andosoles, permiten obtener minerales

indicadores de las diferentes temperaturas e intensidades de incendios, e incluso, detectar el tipo de incendio que ha ocurrido en un ecosistema forestal.

La ausencia de halloysita indica afectaciones por incendios superficiales, con temperaturas de aproximadamente 250°C, así como deshidratación de minerales; en tanto su presencia, además del incremento en la abundancia de anortoclasa y coesite, indican temperaturas próximas a los 450°C, incendios de copa y minerales hidratados.

Por otra parte, los incendios ocasionaron en ambos andosoles, una variación importante en la abundancia de cuarzo y su polimorfos coesite, cuarzo- $\alpha$  y ópalo.

Las propiedades químicas de Andosol háplico y Andosol esquelético, responden de manera análoga a los tipos incendios, lo que indica que la repuesta de los minerales no está relacionado con el grado de desarrollo del suelo. En ambos suelos se presentaron incrementos en pH,  $K^+$  y  $Ca^{2+}$  solubles y reducciones en CE y N. La respuesta diferencial de estos suelos, en las otras variables químicas, se debe a la diferente abundancia mineralógica y es incrementada por la ubicación topográfica de los sitios.

El análisis mineralógico indica que los bosques de *Abies religiosa* han sido afectados en el pasado, por incendios de copa, con temperaturas entre 450° y 600°C y fortalece la idea de que los incendios forman parte de la dinámica de estos bosques.

### **Literatura citada**

- Alauzis M.V., Mazzarino M.J., Raffaele E. y Roselli L. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecology and Management* 192:131-142.
- Andreu V., Rubio J.L., Corteza J. y Cerni R. 1996. Postfire effects on soil properties and nutrient losses. *Internacional Journal of Wildland Fire* 6:53-58.
- Amonnette J.E. 2000. Methods for determination of mineralogy and environmental availability. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 291-320. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Bourgeau-Chavez L., Alexander M.E., Stocks B.J., y Kasischke E. 2000. Distribution of forest ecosystems and the role of fire in the north american boreal region. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*, pp. 111-131. Springer- Verlag, New York.

- Buurman P., Petersen F. y Almendros G. 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol catena. *European Journal of Soil Science* 58:1330–1347.
- Chakhmouradian A.R. y Mitchell R.H. 1998. Lueshite, pyrochlore and monazite-(Ce) from apatite-dolomite, carbonatite, Lesnaya Varaka complex, Kola Peninsula, Russia. *Mineralogical Magazine* 62:769-782.
- Curtis H. y Kelly E. 2002. Silica minerals. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Enviromental Applications*, pp. 611-636. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin
- DeBano L.F., Neary D.G. y Ffolliott P.F. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. Wiley & Sons. Inc. New York.
- Emadian S.F. y Newton R.J. 1989. Growth Enhancement of Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.) seedlings by silicon. *Journal of Plant Physiology* 34:98-103.
- Galindo-Leal C., Franco I.S., Flores M.A, Lazcano C. y Cortés R. 1988. Plan de manejo del Parque Nacional El Chico. Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Hidalgo. México.
- García-Calderón N.E., Krasilnikov P., Valera M.A. y Torres-Trejo E. 2007. Suelos. En: Luna I., Morrone J.J. y Espinosa D. Eds. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*, pp. 73- 98. FES Zaragoza e Instituto de Biología-UNAM. México.
- Gimeno-García E., Andreu V. y Rubio J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous, and cations as a result of fire and water erosion in a Meditterrean landscape. *European Journal of Soil Science* 51:201-210.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-486.
- Grier C.C. 1975. Wildfire effects on distribution and leaching in coniferous ecosystem. *Canadian Journal Forestry Reasearch* 5:599-607.
- Harlow G. 1982. The anorthoclase structure: the effects of temperature and composition. *American Mineralogist* 67:975-996.
- Harsh J., Chorever J. y Nizeyimana E. 2002. Allofane and Imogolite. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Enviromental Applications*, pp. 291-320. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.

- Hook P.B. y Burke I.C. 2000. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. *Ecology* 81:2686–2703.
- ICDD 2004. Mineral name search results. International Centre for Diffraction Data.
- ISSS-ISRIC-FAO, 2006. Base referencial mundial del recurso suelo. FAO. Roma.
- Kasischke E.S. 2000. Boreal ecosystems in the global carbon cycle. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*, pp. 19-30. Springer-Verlag, New York.
- Marcos E., Tárrega R. y Luis E. 2007. Changes in a humic cambisol heated (100–500 °C) under laboratory conditions: The significance of heating time. *Geoderma* 138:237–243.
- Megaw H. 1970. Structural relationship between coesite and feldspar. *Acta Crystallographica*. B26:261-265.
- Misota C. y Van Reeuwijk P. 1989. *Clay mineralogy and chemistry of soil formed in volcanic material in diverse climatic regions*. Soil Monographs No. 2. International Soil Reference and Information Centre.
- Oleschko K. y Chapa-Guerrero J.R. 1989. Structural dynamics of a mollic Andosol of Mexico under Tillage. *Soil & Tillage Research* 15:25-40.
- Rohades C.C., Meier A.J., y Rebertus A.J. (2004). Soil properties in fire-consumed log burnout openings in a Missouri oak savanna. *Forest Ecology and Management* **192**:277-284.
- Santander G.M. 2004. Caracterización de materia orgánica por espectroscopia de infrarrojo (FT-IR) y su relación con nitrógeno y fosforo en suelos post-incendio de un bosque de oyamel. Tesis Biología, FES Zaragoza UNAM, México. 111 pp.
- Seibert J., Stendahl J. y Sørensen R. 2007. Topographical influences on soil properties in boreal forests. *Geoderma* 141:139-148.
- Shvidenko A.Z. y Nilsson S. 2000. Extent, distribution, and ecological role of fire in russian forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*, pp. 132-150. Springer- Verlag, New York.
- Soil Survey Staff. 1999. Soil Taxonomy, USDA, 2nd Edition. Natural Resources Conservation Service, Washington D.C.

- Thompson M. y Ukrainczik L. 2002. Micas. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. 2002. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 431-466. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Van der Salm C., Reinds G.J. y de Vries W. 2007. Water balances in intensively monitored forest ecosystems in Europe. *Environmental Pollution* 148:201-212.
- Van Reeuwijk L.P. 1999. Procedures for Soil Analysis, 4th ed. Tech. Pap., vol 9. ISRIC. Wageningen, Netherlands.
- Van Wagner C.E. 1983. Fire behavior in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*, pp. 65-80. John Wiley & Sons. New York.
- Wang G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* 163:85-92
- Wada K. 1989. Allophane and imogolite. En Dixon J. B y Weed S. B. Eds. *Minerals in soil environments*, pp. 1051-1087. 2a ed. SSSA. Madison, Wisconsin.
- Watteau F. y Villemin G. 2001. Ultrastructural study of the biogeochemical cycle of silicon in the soil and litter of a temperate forest. *European Journal of Soil Science* 52:385-396.
- White G. N. y Dixon J.B. 2002. Kaolin – Serpentine Minerals En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 389-413. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.

Cuadro 3.1. Propiedades químicas de la capa superficial de un Andosol háplico y de un Andosol esquelético, afectados por diferentes tipos de incendio, en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo.

Suelo y Tipo de incendio	MO (%)	CE dSm <sup>-1</sup>	pH	N (%)	P (ppm)	Cationes Intercambiables					Cationes Solubles			
						Na	K	Ca	Mg	CIC	Na	K (ppm)	Ca	Mg
						(cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )								
<b>Andosol háplico</b>														
No afectado	29.81	0.22	5.25	0.88	1.6	Tr	0.02	17.62	2.60	62.85	1.30	8.95	19.73	2.38
Superficial	24.27	0.13	5.75	0.31	0.38	Tr	0.16	10.15	1.24	53.25	7.04	23.81	23.32	3.68
Copa moderado	38.52	0.13	5.75	0.71	3.88	Tr	0.10	20.42	2.48	50.00	2.77	31.48	35.03	3.34
Copa severo	40.24	0.26	5.85	0.58	1.70	Tr	0.12	16.79	1.96	83.65	2.40	20.94	19.31	1.38
<b>Andosol esquelético</b>														
No afectado	27.32	0.19	5.3	0.77	3.66	Tr	0.01	16.68	3.16	48.25	4.60	10.41	10.47	4.88
Superficial	31.31	0.13	5.69	0.66	2.63	Tr	0.01	16.41	3.24	47.6	4.60	9.69	15.24	3.26
Copa moderado	19.98	0.11	5.55	0.31	0.95	Tr	0.11	13.55	2.13	54.04	4.35	26.69	23.18	3.65

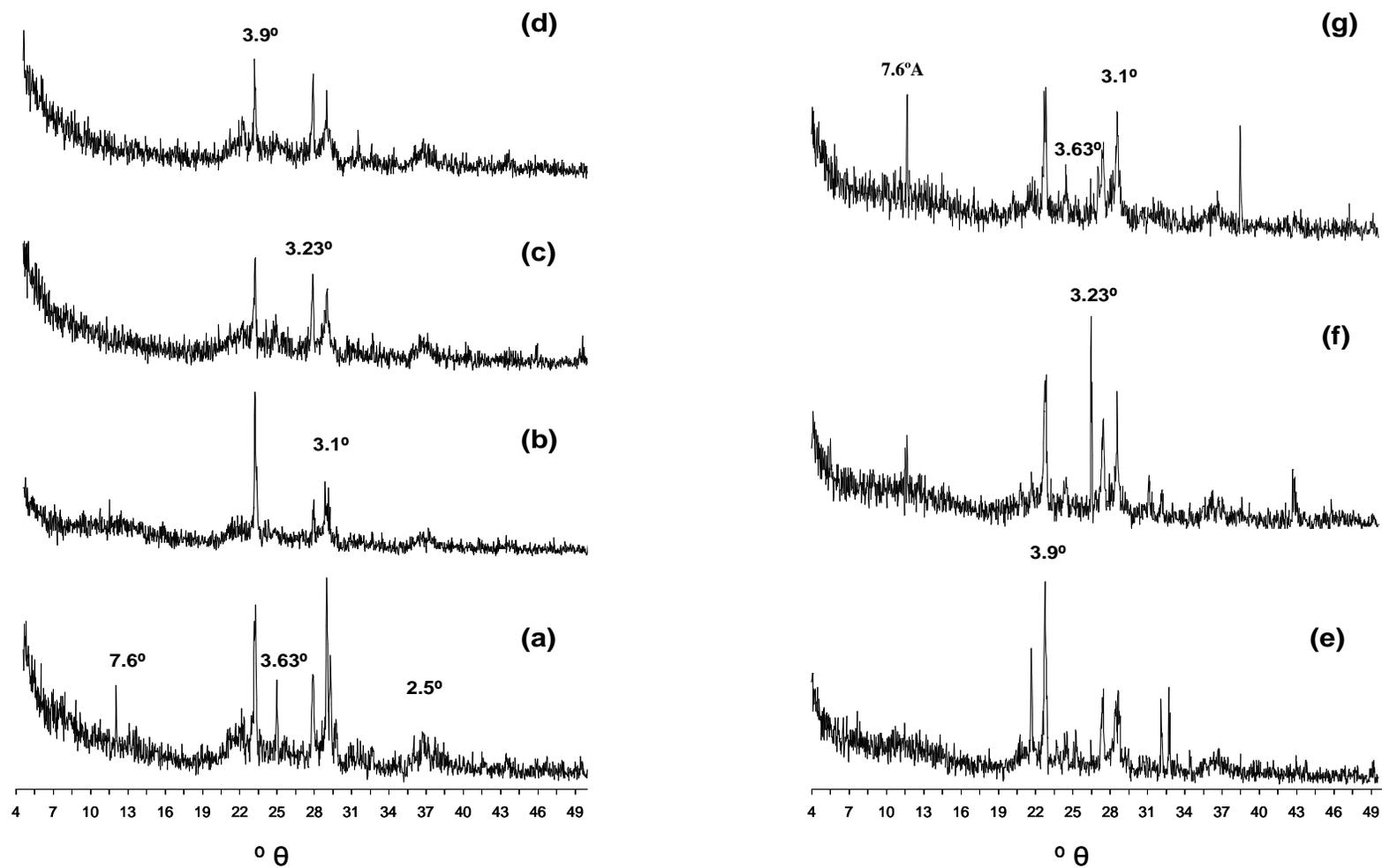


Figura 3.1. Patrones de difracción de rayos X de un Andosol háplico en sitios afectados y no afectados por incendios, así como de muestras sometidas a diferentes temperaturas:(a)= bosque no afectado; (b) =bosque afectado por incendio superficial; (c))= bosque afectado por incendio de copa moderado; (d)= bosque afectado por incendio de copa severo; (e)= muestra sometida a 250°C; (f)=muestra sometida a 450°C; (g)= muestra sometida a 600°C.

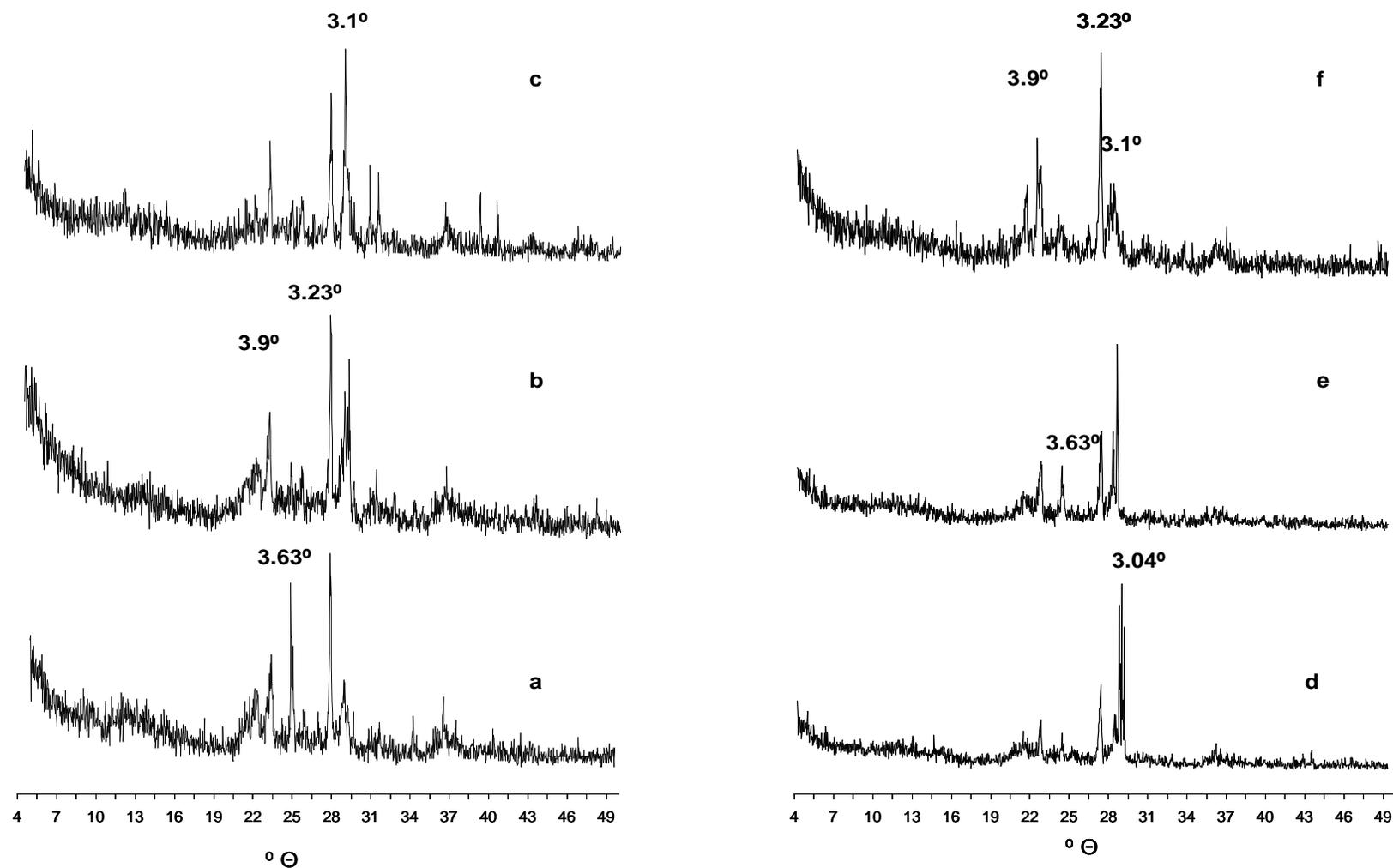


Figura 3.2. Patrones de difracción de rayos X de un Andosol esquelético en sitios afectados y no afectados por incendios, así como de muestras sometidas a diferentes temperaturas: a= bosque no afectado; b=bosque afectado por incendio superficial; c= bosque afectado por incendio de copa moderado; d= muestra a  $250^\circ\text{C}$ ; e=muestra sometida a  $450^\circ\text{C}$ ; f= muestra sometida a  $600^\circ\text{C}$ .

## **CAPÍTULO 4**

### **INCENDIOS FORESTALES DE DIFERENTE SEVERIDAD Y SUS EFECTOS SOBRE LA MICROMORFOLOGÍA Y PROPIEDADES HÍDRICAS DE ANDOSILES.**

## **Resumen**

Los incendios forestales pueden alterar las propiedades micromorfológicas e hídricas del suelo, generar escurrimientos, erosión y alterar la repoblación de los bosques. El objetivo de esta investigación fue determinar el efecto de los incendios de diferente severidad sobre la micromorfología y las propiedades hídricas de un Andosol háplico y de un Andosol esquelético, bajo bosques de *Abies religiosa*, en el Parque Nacional El Chico, en el estado de Hidalgo, México. En ambos suelos se tomaron muestras inalteradas con cajas tipo Kubiena, de sitios afectados por incendios de tipo superficial (BISUP), de copa moderados (BICMOD) y de copa severo (BICSEV), así como de bosques no afectados (BNA), para obtener secciones delgadas y analizar su micromorfología, el porcentaje y distribución de tamaño de poros. Además, se tomaron registros *in situ* de la tasa de infiltración, conductividad hidráulica y el porcentaje de humedad del suelo. Los resultados mostraron que los incendios superficiales ocasionan colapso y compactación de agregados, disminución del porcentaje de porosidad total y de macroporos, lo que ocasiona una disminución en la tasa de infiltración en ambos tipos de suelo. La conductividad hidráulica disminuye sólo en Andosol háplico, y no se afecta en Andosol esquelético, debido a su mayor pedregosidad. Los incendios de copa ocasionan disgregación y formación de microagregados, incrementan los porcentajes de porosidad total y de macroporos, así como la tasa de infiltración y la conductividad hidráulica.

**Palabras clave:** Incendios forestales, Andosoles, conductividad hidráulica, tasa de infiltración, hidrología.

## **Abstract**

Forest fires can alter the hydrological properties of the soil, create stream, erosion, and alter the regeneration of forests. Thus, the objective of this work was to determine the effect of forest fires of different intensities upon the micromorphology and hydrological properties of a haplic Andosol and a skeletal Andosol in *Abies religiosa* forests in the El Chico National Park in the state of Hidalgo, Mexico. Unaltered soil samples were taken from both types of soil in Kubiena boxes, from sites affected by different types of fires: surface

(BISUP), moderate canopy (BICMOD), and severe canopy (BICSEV) fires, to obtain thin sections and analyze their micromorphology, as well as the percentage and distribution of pores. Moreover, *in situ* registries were taken of the infiltration ratio, hydraulic conductivity, and relative moisture percentage. The results showed that surface fires cause a collapse and compacting of aggregates, a decrease in the percentage of total porosity, and macropore percentage, which causes a decrease in the infiltration ratio in both types of soil. Hydraulic conductivity decreases only in haplic Andosols, and does not affect skeletal Andosols due to its greater rock content. Canopy fires cause disintegration and formation of microaggregates, increase total porosity percentages, and macropore percentages, as well as the infiltration ratio and hydraulic conductivity.

**Key words:** forest fires, Andosols, hydraulic conductivity, infiltration ratio, hydrology

## **Introducción**

La función hidrológica de los bosques depende de las propiedades físicas e hídricas del suelo, tales como: densidad aparente, porosidad, tasa de infiltración, conductividad hidráulica y capacidad de retención de humedad (Brooks y Spencer, 1997; Ziegler *et al.*, 2006). El estudio sobre la alteración de las propiedades hídricas, ocasionadas por disturbios, es importante porque tiene repercusiones en la vitalidad, desarrollo y repoblación de los bosques (Landman, 1995; van der Salm *et al.*, 2007), así como en los procesos de erosión (Gimeno-García *et al.*, 2000), dinámica y almacén de nutrientes y de carbono (Johnson *et al.*, 2007).

En los bosques de coníferas, los incendios son el disturbio natural más importante (Van Wegner, 1994; Kasischke, 2000); sin embargo, sus efectos no son muy claros ya que los resultados registrados son discordantes. Se ha encontrado que después de un incendio, la tasa de infiltración se puede incrementar, reducir o no ser afectada. Los incrementos se atribuyen a la destrucción de la materia orgánica y de las capas hidrofóbicas (Imeson *et al.*, 1992); mientras que las reducciones se han atribuido a varias causas, entre ellas a la formación de capas repelentes o hidrófobas (DeBano, 1989), a las partículas de ceniza que obstruyen los poros superficiales (Mallik *et al.*, 1984) o a la generación de costras impermeables (Fox *et al.*, 2004; Mills y Fey, 2004). La tasa de infiltración parece no ser

afectada por incendios leves, y se ha considerado que las temperaturas alcanzadas no alteraron la estructura del suelo (Parks y Kundy, 1989; Kutiel e Imbar, 1993).

La conductividad hidráulica únicamente se ha evaluado después de incendios severos pero no se registraron afectaciones (Rab, 1993; Parks y Cundy, 1989). Por otra parte, la capacidad de retención de humedad del suelo también se puede incrementar, reducir o no verse afectada por los incendios. Los incrementos se han atribuido a que las cenizas obstruyen los poros grandes y los transforma en múltiples poros pequeños (Mallik *et al.*, 1984); en tanto las reducciones se han adjudicado a la pérdida de MO (Alauzis *et al.*, 2004; Rohades *et al.*, 2004), o a cambios en la reagregación de arcillas (González-Pelayo *et al.*, 2006) y cuando no se afecta, se ha sugerido que los incendios no alcanzaron dañar la estructura (Parks y Kundy, 1989; Rab, 1996).

Si bien los cambios de la retención de humedad, infiltración y conductividad hidráulica, se atribuyen a cambios en la porosidad, Mallik *et al.* (1984) y Rab (1996) no encontraron diferencias significativas en esta propiedad en suelos afectados por incendios de diferente intensidad, pero si en la infiltración, por lo que consideraron que en el estudio de porosidad se utilizaron métodos destructivos, los cuales parecen ser no adecuados.

La variabilidad de los resultados anteriores, sugiere que existen vacíos en el conocimiento de los efectos de los incendios sobre las propiedades hídricas del suelo y que en su estudio deben utilizarse métodos no destructivos así como registros *in situ*. Mallik *et al.* (1984) recomendaron un análisis de la porosidad por medio de secciones delgadas, debido a que es un método no destructivo, para tratar de comprender los efectos de los incendios sobre las propiedades hídricas del suelo.

El estudio de la micromorfología del suelo, principalmente sobre la forma y distribución de los agregados y los poros, se basa en el análisis de secciones delgadas preparadas a partir de muestras no alteradas del suelo y es un método que se utiliza actualmente para evaluar efectos que tienen diversos factores ecológicos (fauna, lluvia, cultivos, sequías) sobre las propiedades hídricas del suelo (Davidson *et al.*, 2002; Pires *et al.*, 2007; Vera *et al.*, 2007; Chun *et al.*, 2008).

Por otra parte, es necesario considerar la variabilidad y, principalmente, la severidad de los incendios, la cual según Van Wagner (1983) es la que mayor impacto tiene sobre el

ecosistema forestal, por lo que debe ser considerado en el estudio de efectos sobre la micromorfología y las propiedades hídricas del suelo.

Los Andosoles, uno de los suelos más productivos del mundo (Shoji *et al.*, 1993; Harsh *et al.*, 2002), presentan propiedades físicas e hídricas muy particulares, debido a que cuando son ricos en MO y minerales amorfos, como alofano e imogolita, forman coloides del complejo mineral-humus, y presentan altos valores de porosidad y retención de humedad (Deng y Dixon. 2002; Harsh *et al.*, 2002), tasa de infiltración y conductividad hidráulica, así como una baja densidad relativa, comparada con otros suelos minerales (Nakagawa e Ishiguro 1994). Estas propiedades son importantes en la función hídrica de los bosques de coníferas que se desarrollan sobre estos suelos; sin embargo, se ha señalado que pierden sus propiedades hídricas de manera irreversible si se desecan (Oleschko y Chapa, 1989; Wada, 1989) y se desconocen los efectos ocasionados por incendios forestales de diferente severidad sobre sus propiedades, físicas e hídricas, así como el conocimiento en su micromorfología (Stoops, 2007).

En 1998 ocurrieron incendios forestales de diferente tipo y severidad en bosques de oyamel sobre Andosoles, en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. Los Andosoles son el grupo representativo de la Faja Volcánica Transmexicana (García-Calderón *et al.*, 2007) por lo que este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de los incendios de diferente severidad sobre micromorfología y las propiedades físicas e hídricas de Andosoles.

## **Material y métodos**

*Área de estudio.* Se localiza en el parque nacional El Chico, Estado de Hidalgo, al N de la ciudad de México, entre los 20° 10' 10'' y 20° 13' 25'' de Latitud Norte y los 98° 41' 50'' y 98° 46' 02'' de Longitud Oeste, y entre los 2320 m y los 3090 m de altitud.

El clima es templado semifrío, con lluvias en verano. La temperatura media del mes más calido (abril) y del mes más frío (febrero) es de 17 °C y de 6 °C respectivamente; la precipitación media anual es de 1382 mm y las lluvias de invierno representan menos del 5% de la precipitación anual. La estación seca se presenta desde noviembre hasta mayo, con una precipitación promedio de 21 mm.

La geología de la zona está representada por andesitas, tobas andesíticas y riolitas. Los suelos son Andosoles y Cambisoles con texturas tipo limoso-arenoso, arcillo-arenoso y arenoso (Galindo-Leal *et al.*, 1988).

El bosque de oyamel cubre 67% de la superficie del parque y *A. religiosa* es la especie arbórea dominante. Las especies dominantes en el estrato arbustivo son *Archibaccharis hieracioides* Blake, *Baccharis conferta* H.B.K. , *Eupatorium hidalgense* Rob., *Fuchsia thymifolia* H.B.K , *Ribes affine* H.B.K , *Salvia elegans* Vahl., *Senecio angulifolius* D.C. y *Stevia monardifolia* H.B.K. El estrato herbáceo lo dominan, *Alchemilla procumbens* Rose y el estrato rasante por varias especies de musgo *Thuidium* spp. La capa de musgo y hojarasca varía de 3 hasta 25cm de espesor.

*Selección de los sitios de muestreo.* En este parque, durante los meses de marzo y abril de 1998, ocurrieron incendios principalmente de tipo superficial y, en menor grado, de copa. En julio de 1998 se recorrieron las áreas afectadas y se eligieron dos zonas, cuya extensión incluyó sitios de bosques afectados por incendios de diferente severidad. La Zona 1, sobre pendientes de 10%, presentó un Andosol háplico, según Krasilnikov P. (com. pers.), con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA1), afectado por incendio superficial (BISUP1), por incendio de copa moderado (BICMOD1) y por incendio de copa severo (BICSEV1) *sensu* Shvidenko y Nilsson (2000). La Zona 2 presentó un Andosol esquelético con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA2), afectado por incendio superficial (BISUP2) y por incendio de copa moderado (BICMOD2).

En todos los sitios afectados, tanto la hojarasca como los estratos rasante, herbáceo y arbustivo fueron consumidos completamente por los incendios. En los bosques afectados por incendio superficial, todos los árboles con alturas de 2 m y diámetros a la altura del pecho (DAP)  $\leq$  5 cm murieron; la altura de la flama marcada en el tronco de los árboles fue menor de 1m. La capa de cenizas aproximadamente fue de 3 cm de espesor. El tamaño de los sitios afectados por este incendio fue de 1.2 (BISUP1) y 0.8 hectáreas (ha) (BISUP2), respectivamente. En los sitios de los bosques afectados por incendio de copa moderado (BICMOD), todos los árboles con DAP  $\leq$  30 cm y alturas  $\leq$  20 m murieron. Los árboles sobrevivientes, con alturas de 35 a 40 m y con DAP entre 35 y 55 cm presentaron daños en

aproximadamente 75% de su copa, aunque la marca de la flama sobre el tronco no excedió los 6 m de altura. La capa de cenizas fue de aproximadamente 4 cm. El tamaño de éstas sitios fue de 0.42 ha (BICMOD1) y 0.8 ha (BICMOD2). En el bosque afectado por incendio de copa severo (BICSEV1), todos los árboles de todos los tamaños murieron, algunos de ellos en pie. La marca de la flama sobre el tronco alcanzó hasta 30 m de altura. La capa de cenizas fue de 4cm; el tamaño de esta parcela fue de 1.1 ha. En contraste, en los sitios de bosques no afectados (BNA) considerados como testigo, no presentaron vestigios de incendios por lo que se conservaron todos los estratos del bosque. El espesor promedio de la hojarasca y musgo fue de 10 cm.

*Análisis micromorfológico.* En cada sitio de estudio, se colectaron tres muestras inalteradas del suelo de los primeros 5 cm del suelo, con cajas tipo Kubiena. Las cajas se pusieron a secar lentamente a la sombra durante cuatro semanas; después se les aplicó resina poliéster insaturada y monómero-estirenos con una relación 7:3 para su endurecimiento. Una vez endurecidas las muestras se cortaron y se colocaron en portaobjetos (6 x 9 cm) y se pulieron hasta 30  $\mu\text{m}$  de espesor.

Las secciones delgadas fueron analizadas bajo un microscopio petrográfico marca Olympus BX51® con compensador. Se analizaron entre 16 y 31 imágenes por cada sección delgada, por el método de intercepción de vértices. Debido a que en la zona 2, (Andosol esquelético), el suelo mostró mayor pedregosidad, la toma de muestras inalteradas se dificultó, por lo que un menor número de imágenes fue analizado.

El análisis de las imágenes consistió en registrar la morfología de agregados y tipo de poros, de acuerdo con el sistema de Bullock *et al.* (1999.) Se anotó el tipo y tamaño del poro. Los poros se clasificaron, de acuerdo con su tamaño, según el criterio de Bullock *et al.* (1999): microporos < 50  $\mu\text{m}$ , mesoporos 50-500  $\mu\text{m}$  y macroporos >500  $\mu\text{m}$ . Los poros menores de 50  $\mu\text{m}$  tienen la función de almacenamiento de agua, útil para las plantas y microorganismos del suelo; los poros entre 50 y 500  $\mu\text{m}$  permiten la penetración y el crecimiento de raíces y los mayores de 500  $\mu\text{m}$  el movimiento del agua hacia el interior del suelo (Pagliai *et al.*, 1987).

*Propiedades físicas e hídricas.* La densidad aparente del suelo fue determinada por el método del cilindro, con tres repeticiones para cada sitio.

La infiltración fue medida *in situ*, utilizando un infiltrómetro de doble anillo TURF-TEC®, siguiendo el método utilizado por Mallik *et al.* (1984). El diámetro del cilindro interno fue de 6.5 cm y el externo fue de 11 cm. Después de ajustar el infiltrómetro en el suelo, se agregó agua tanto al cilindro interno como al externo, hasta que el nivel del agua del cilindro interno registró una altura de 100 mm. El infiltrómetro cuenta con un cronómetro por lo que se registró el tiempo requerido para que el lector de la altura de agua llegara a 0 mm. Debido a que los incendios afectan sólo a los primeros 5 cm del suelo (DeBano *et al.*, 1998), estas mediciones pueden indicar si los incendios afectaron la capa superficial y, por lo tanto, alterar la capacidad de infiltración. En cada sitio se tomaron 20 lecturas en puntos ubicados aleatoriamente.

La conductividad hidráulica saturada (Kfs), se determinó *in situ*, utilizando el permeámetro Guelph-2800KI®. Este instrumento se basa en el principio del bulbo húmedo constante; opera con el principio de sifón de Mariotte y puede estimar la conductividad hidráulica saturada, de acuerdo con el procedimiento de Reynolds y Elrick (1985). Estas medidas pueden ser utilizadas para relacionarlas con la porosidad de suelo (Reatto *et al.*, 2007). Se tomaron tres registros en cada sitio. El número estuvo limitado por la cantidad de tiempo y agua requerida para cada determinación.

Para evaluar el porcentaje de humedad relativa del suelo a saturación de campo, en cada sitio se tomaron 20 registros de los primeros cinco centímetros del suelo, con un humidímetro Kelwey®. Una lectura de 100%, con este humidímetro corresponde con la capacidad de saturación de campo del suelo. Los registros se tomaron a fines de septiembre, ya que es el mes con mayor precipitación.

*Análisis de datos.* Todos los análisis estadísticos fueron realizados en SAS (SAS, 1998) y para cada zona o tipo de suelo. Los datos obtenidos en porcentaje de porosidad total, de los diferentes tamaños de poros, de MO y de humedad relativa del suelo, fueron transformados por medio del arcoseno de la raíz cuadrada del porcentaje, para ajustarlas a la distribución normal requerida para el análisis estadístico. Estos datos y los de infiltración, conductividad

hidráulica y densidad aparente, se sometieron a un Análisis de Varianza, utilizando PROC GLM, con una prueba de Tukey a un nivel de significancia de 0.05, para detectar diferencias significativas entre los diferentes sitios postincendio de cada grupo.

## **Resultados**

*Efectos sobre la micromorfología de agregados y porosidad.* Tanto en el Andosol háplico como en el Andosol esquelético, las muestras de bosque no afectado (BNA1 y BNA2), presentaron agregados en bloques subangulares y poros tipo fisura, con algunos agregados oscuros y restos vegetales carbonizados de antiguos incendios (Figura 4.1). La porosidad total fue de 49.6 y 45.26% para BNA1 y BNA2 respectivamente (Cuadro 4.1 y Cuadro 4.2). En el Andosol esquelético los fragmentos de roca de tamaño mayor a los agregados representan el 30%.

Los sitios afectados por incendio superficial (BISUP1 y BISUP2), mostraron colapso de los agregados (Figura 4.1), y los bloques subangulares fueron de mayor tamaño, con respecto a sitios no afectados, principalmente en el primer centímetro de profundidad. En el Andosol esquelético, la porosidad se presentó principalmente cerca de los fragmentos de roca. La porosidad total y de macroporos (mayores a 500  $\mu\text{m}$ ) disminuyeron significativamente ( $p < 0.05$ ) en un 14% y un 20% sólo en BISUP1 (Cuadro 4.1), mientras que en BISUP2 las disminuciones registradas fueron de un 8 y 10% respectivamente, pero no fueron significativas (Cuadro 4.2).

Los sitios afectados por incendio de copa moderado, mostraron microagregados. En BICMOD1 se observó mayor abundancia de microagregados (70 $\mu\text{m}$ ), rodeados de poros; con una estructura esponjosa, durante todos los primeros 5 cm del suelo (Figura 4.1) y mayor presencia de residuos vegetales carbonizados, con mayor oscurecimiento. La porosidad total es semejante al del BNA, pero el % de microporos se incrementa significativamente en casi un 10% (Cuadro 4.1). En BICMOD2 se apreciaron aún agregados de mayor tamaño, en proceso de colapsamiento, y también se observaron fragmentos de microagregados. La porosidad total se incrementó significativamente en casi un 10% con respecto al BNA2 y en casi un 20% con respecto a BISUP2. El porcentaje de

microporos aumentó significativamente ( $p < 0.05$ ), y duplica la microporosidad del BNA2, registrando valores cercanos al 15% (Cuadro 4.2).

En el sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV), se apreciaron agregados subangulares en el primer centímetro de suelo, con mayor oscurecimiento y con poros subsféricos intragregados, y en los siguientes dos centímetros de profundidad, predominaron los microagregados rodeados de poros generando una estructura esponjosa (Figura 4.1). Los valores de los diferentes tamaños de porosidad no mostraron diferencias con respecto a BNA1 y fueron similares a BICMOD1 (Cuadro 4.1).

*Efecto sobre las propiedades físicas e hídricas.* En los sitios del Andosol háplico, únicamente el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1), mostró disminuciones significativas ( $p < 0.05$ ) en la porosidad total, la tasa de infiltración y la conductividad hidráulica, las cuales se redujeron en 14%, 64% y 90%, respectivamente, con respecto al BNA1 (Cuadro 4.1).

La densidad aparente se incrementó en BISUP1 y se redujo en BICMOD1 ( $0.81 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y  $0.52 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  respectivamente), presentando diferencias significativas entre ellos, pero no con BNA1, ni con BICSEV que mostraron valores intermedios ( $0.65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y  $0.72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  respectivamente) (Cuadro 4.1).

El porcentaje de humedad relativa no mostró diferencias significativas entre el BNA y los sitios afectados por incendios; sin embargo, BICSEV registró un incremento significativo con respecto a los menores valores en BISUP y BICMOD1 (Cuadro 4.1).

En los sitios del Andosol esquelético, la tasa de infiltración se redujo significativamente, en aproximadamente 65%, en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP2); en tanto el porcentaje de humedad relativa mostró una reducción significativa en 6%, sólo en el sitio afectado por incendio de copa moderado (Cuadro 4.2). La DA y conductividad hidráulica no mostraron diferencias significativas, entre los sitios afectados y no afectados por incendio (Cuadro 4.2).

## Discusión

La presencia de agregados carbonizados, en las muestras de suelo de bosques no afectados, tanto en el Andosol háplico como en el Andosol esquelético, indican que estos bosques han sido afectados periódicamente por incendios forestales.

En el suelo del bosque no afectado, los agregados en bloques subangulares, con poros tipos fisura generan altos valores de porosidad total (49.6%), de infiltración ( $194 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ ) y conductividad hidráulica ( $0.0489 \text{ mm}\cdot\text{seg}^{-1}$ ). El mayor porcentaje de humedad relativa del suelo (60%), se atribuye a que el alto contenido de MO incrementa una gran cantidad de enlaces órgano-minerales, lo que favorece la formación de agregados y la porosidad (Bigham *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2002), y una mayor retención de agua causada por los Aluminosilicatos (Alofano e Imogolita), según Harsh *et al.* (2002).

Los incendios superficiales (BISUP1 y BISUP2) afectaron las propiedades hídricas de ambos tipos de suelo. El incremento en tamaño de agregados, principalmente en el primer centímetro de profundidad, redujo entre un 11 y un 15% el porcentaje de macroporos, así como la porosidad total hasta 35%, lo que ocasionó la reducción de la infiltración en aproximadamente 60%; esta reducción es semejante al obtenido por Mallik *et al.* (1984).

El incremento en tamaño de agregados también ocasionó el incremento en la densidad aparente, la cual alcanza el límite superior para los Andosoles. El incremento del tamaño de agregados también ha sido encontrado por Giovannini y Lucchesi (1997), quienes señalan que el hierro presente en los aluminosilicatos favorece la fusión entre agregados incrementando su tamaño.

Por otra parte, la conductividad hidráulica también disminuye; sin embargo, esta disminución sólo fue significativa en el Andosol háplico, más no en el Andosol esquelético, el cual presenta mayor pedregosidad, lo que permite suponer que los fragmentos de rocas reducen la fusión de los agregados. Al respecto, Poesen e Ingelmo-Sanchez (1992) y Descroix *et al.* (2001) encontraron que la pedregosidad en el suelo influye en el mantenimiento de algunas propiedades hídricas.

La reducción de la infiltración y conductividad hidráulica, también puede ser afectada, además por la presencia de sustancias hidrófobas, ya que en estos sitios Santander (2004) encontró sustancias hidrófobas, producto de la combustión incompleta de materia orgánica.

Los incendios de copa moderado (BICMOD1 y BICMOD2), al incrementar la temperatura, ocasionan abundancia de fragmentos de agregados, lo que permite suponer que a estas temperaturas, el aire atrapado en los poros dentro de los macroagregados se expande, crea microexplosiones y los fragmentó; esta disgregación formó abundantes microagregados e incrementó el espacio poroso total a 46%, en el Andosol háplico y a 56% en el Andosol esquelético, lo que ocasionó microestructura granular subangular, de apariencia esponjosa, lo cual también se ha encontrado en otros Andosoles (Stoops, 2007). Este proceso de disgregación, indica que este tipo de incendios contribuye a recuperar o incrementar significativamente el espacio poroso y, por lo tanto, en la recuperación de las propiedades hídricas de Andosoles, como la infiltración, la conductividad hidráulica y densidad aparente, cuyos valores se asemejan con los del bosque no afectado. Este resultado podría explicar porque algunos estudios (Parks y Kundy 1989), no encontraron diferencias en las propiedades hídricas entre sitios no afectados y afectados por incendios.

El incremento de la infiltración y conductividad hidráulica a niveles parecidos a los del bosque no afectado, posiblemente también ocurrieron por la destrucción de compuestos hidrófobos. La ausencia de sustancias hidrófobas ha sido registrada para estos sitios por Santander (2002). McNabb *et al.* (1989) y Doerr *et al.* (2006), también encontraron que a mayor intensidad de incendios, menor repelencia y mayor destrucción de sustancias hidrófobas.

Los incendios de copa severo generaron una mayor disgregación, lo que formó abundantes microagregados y una mayor abundancia de poros entre partículas, ocasionando una estructura esponjosa. Este tipo de rasgo ha sido mencionado por Stoops (2007), e influye en los altos valores de infiltración, conductividad hidráulica y humedad relativa, los cuales vuelven a ser parecidos al del bosque no afectado. Resultados semejantes en cuanto a infiltración, conductividad hidráulica y retención de humedad han sido encontrados por Parks y Cundy (1989), Rab (1996) y González-Pelayo *et al.* (2006) después de incendios de alta intensidad.

Por último, los porcentajes de humedad relativa del suelo a saturación de campo, no presentan variación significativa con respecto al bosque no afectado, en Andosol háplico ni

en Andosol esquelético, lo que se atribuye a que el porcentaje de microporos se incrementaron, en tanto el porcentaje de mesoporos no fue afectado por incendios.

Los resultados anteriores contribuyen a explicar la naturaleza dual de los incendios, que pueden ser destructivos o constructivos de bosques. Al respecto Shvidenko y Nilsson (2000) mencionan que los incendios destructivos afectan los procesos de repoblación de las especies forestales y favorecen su desaparición. Por el contrario, los incendios constructivos favorecen los procesos de reproducción y la repoblación de bosques. Desde esta perspectiva y para los requerimientos del bosque de *Abies religiosa*, los incendios superficiales pueden considerarse como destructivos, ya que disminuyen las propiedades hídricas, lo que afecta la repoblación natural ya que Bronnum (2005) ha encontrado que las plántulas de *Abies* son sensibles a la desecación. Los incendios de copa pueden considerarse como constructivos, porque al mantener las propiedades hídricas permiten la repoblación natural del bosque.

### **Conclusiones**

La presencia de fragmentos vegetales carbonizados y agregados ennegrecidos en muestras de secciones delgadas de los bosques no afectados de *Abies religiosa*, indica que estos han sido afectados por incendios en el pasado y fortalecen la aseveración de que los incendios forman parte de la dinámica de estos bosques.

Las propiedades hídricas como la porosidad total, macroporos, la infiltración y la conductividad hidráulica presentan los valores más altos en los bosques no afectados.

Los incendios superficiales, generan agregados de mayor tamaño, reducen significativamente la porosidad y la infiltración, tanto en el Andosol háplico como en el Andosol esquelético. La conductividad hidráulica también se reduce pero sólo en el Andosol háplico, mientras que en el Andosol esquelético la mayor pedregosidad que presenta ocasiona que esta reducción no sea significativa.

Los incendios superficiales constituyen cerca de 90% de los incendios en México, por lo que los resultados de este estudio sugieren que los incendios superficiales reducen el servicio ambiental hídrico de los bosques que se desarrollan sobre Andosoles.

Los incendios de copa, ocasionan desintegración de agregados, por las mayores temperaturas que alcanzan, y las propiedades hídricas vuelven a recuperarse, con respecto al bosque no afectado, lo cual es un hallazgo importante ya que se ha señalado que los Andosoles pierden de manera irreversible estas propiedades.

### **Literatura citada**

- Alauzis M.V., Mazzarino M.J., Raffaele E. y Roselli L. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecology and Management* 192:131-142.
- Bigham J.M., Fitzpatrick R.W. y Schulze D. G. 2002. Iron Oxides. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. 2002. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 323-366. Soil Science Society of America.
- Bronnum P. 2005. Preplanting indicators of survival and growth of desiccated *Abies procera* bareroot planting stock. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:36-40.
- Brooks S.M., Spencer T. 1997. Changing soil hydrology due to rain forest logging: an example from Sabah Malaysia. *Journal Environmental Management* 49:297– 310.
- Bullok P., Federoff N., Jongerius A., Stoops G. y Tursina T. 1999. *Manual para la descripción de secciones delgadas de suelos*. (1a ed., traducción al español). Programa de Edafología- Colegio de Postgraduados. México.
- Chun H.C., Giménez D., y Yoon S.W. 2008. Morphology, lacunarity and entropy of intra-aggregate pores: Aggregate size and soil management effects. *Geoderma* 146:83-93.
- Davidson D.A., Bruneau P.M., Grieve I.C. y Young I.M. 2002. Impacts of fauna on and upland grassland soil as determined by micromorphological analysis. *Applied Soil Ecology* 20:133-143.
- DeBano L. 1989. Effects of fire on Chaparral soils in Arizona and California and postfire management implications. En: Berg N. Coord. *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*. USDA Forest Service Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station. General Technical Report PSW -109, pp. 55-62.
- DeBano L.F., Neary D.G. y Ffolliott P.F. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. Wiley & Sons. New York.

- Deng Y. y Dixon J. 2002. Soil organic Matter and Organic-Mineral Interactions. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. 2002. *Soil Mineralogy with Enviromental Applications*, pp. 69-104. Soil Science Society of America.
- Descroix L., Viramontes D., Vauclin M., González J.L. y Esteves M. 2001. Influence of soil surface features and vegetation on runoff and erosion in Western Sierra Madre (Durango, Northwest Mexico). *CATENA* 43:115-135.
- Doerr S.H., Shakesby R.A., Blake W.H., Chafer C.J., Humphreys G.S. y Wallbrink P.J. 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological responses. *Journal of Hydrology* 319:295-311.
- Fox D.M., Bryan R.B., y Fox C.A. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. *Geoderma* 120:109-120.
- Galindo-Leal C., Franco I.S., Flores M.A, Lazcano C. y Cortés R. 1988. *Plan de manejo del Parque Nacional El Chico*. Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Hidalgo. México.
- García-Calderón N.E., Krasilnikov P., Valera M.A. y Torres-Trejo E. 2007. Suelos. En: Luna I., Morrone J.J. y Espinosa D. Eds. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*, pp. 73- 98. FES Zaragoza e Instituto de Biología-UNAM. México.
- Gimeno-García E., Andreu V. y Rubio J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous, and cations as a result of fire and water erosion in a Meditterrean landscape. *European Journal of Soil Science* 51:201-210.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-486.
- González-Pelayo O., Andreu V., Campo J., Gimeno-García E. y Rubio J.L. 2006. Hidrological properties of a Meditterrean soil burned with different fire intensities. *CATENA* 68:186-193.
- Harsh J., Chorever J. y Nizeyimana E. 2002. Allofane and Imogolite. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. 2002. *Soil Mineralogy with Enviromental Applications*, pp. 291- 320. Soil Science Society of America.

- Huang P.M., Wang M.K., Kampf N., y Schulze D.G. 2002. Aluminum hidroxides. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. 2002. *Soil Mineralogy with Enviromental Applications*, pp. 261- 289. Soil Science Society of America.
- Imeson A.C., Verstraten J.M., van Mulligen E.J., y Sevin J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under mediterrean type forest. *CATENA* 19:345-361.
- Johnson D., Murphy J.D., Walker R.F., Glass D.W. y Millar W.W. 2007. Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering* 31:183–192.
- Kasischke E.. 2000. Processes influencing carbon cycling in the north american boreal forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 103-110, Springer- Verlag, New York.
- Kutiel P. e Inbar M. 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *CATENA* 20:129-139.
- Landmann G. 1995. Forest decline and air pollution effects in the French mountains: a synthesis. En: Landmann G. y Bonneau, M. Eds. *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains*. Springer-Verlag, Berlin.
- Mallik A.U., Gimingham C.H. y Rahman A.A. 1984. Ecological effects of heather burning: 1. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology* 72:767-776.
- McNabb D.H., Gaweda F. y Froehlich H.A. 1989. Infiltration, water repellency, and soil moisture content after broadcast burning a forest site in southwest Oregon. *Journal Soil Water Conservation* 44:87-90.
- Mills A.J. y Fey M.V. 2004. Frequent fires intensify soil crusting:physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* 121:45-64.
- Nakagawa T. e Ishiguro M. 1994. Hydraulic Conductivity of an allophanic Andisol as affected by solution pH. *Journal of Enviromental Quality* 23:208-210.
- Oleschko K. y Chapa J. R. 1989. Structural dynamics of a mollic Andosol of Mexico under tillage. *Soil & Tillage Research* 15:25-40.

- Pagliai M., La Marca M. y Lucamante G. 1987. Changes in soil porosity in remolded soils treated with poultry manure. *Soil Science* 144:124-140.
- Parks D.S. y Cundy T.W. 1989. Soil hydraulic characteristics of a small southwest Oregon watershed following high intensity wildfire. En: Berg N. Coord. 1989. *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*. USDA Forest Service Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station. General Technical Report PSW - 109, pp. 63-67.
- Pires L. F., Cooper M., Cássaro F.A.M., Reichardt K., Bacchi O.O.O., y Dias N.P. 2007. Micromorphological analysis to characterize structure modifications of soil samples submitted to wetting and drying cycles. *CATENA* 72:297-304.
- Poesen J. e Ingelmo-Sanchez F. 1992. Runnoff and sediment yield from topsoil with different porosity as affected by rocks fragments cover and position. *CATENA* 19:451-474.
- Rab M.A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and flash burning in the *Eucalyptus regnans* forest of Southern Australia. *Forest Ecology and Management* 84:159-176.
- Reatto A., Bruand A., Silva E.M., Martins E.S. y Brossard M. 2007. Hydraulic proprieties of the diagnostic horizons of Latosol of a regional toposecuence across the Brazilian Central Plateau. *Geoderma* 139:51-59.
- Reynolds W.D. y Elrick D.E. 1985. *In situ* measurements of fiel-satured hydraulic conductivity, sorptivity, and the  $\alpha$ - parameter using the Guelph permameter. *Soil Science* 140:292-302.
- Rhoades C.C., Meier A.J. y Rebertus A.J. 2004. Soil properties in fire-consumed log burnout openings in a Missouri oak savanna. *Forest Ecology and Management* 192:277-284.
- SAS. 1998. *SAS/STAT User Guide, V6*. Fourth Edition, Volume 2. SAS Institute Inc. Cary. North Carolina.
- Santander G.M. 2004. Caracterización de materia orgánica por espectroscopia de infrarrojo (FT-IR) y su relación con nitrógeno y fosforo en suelos post-incendio de un bosque de oyamel. Tesis de Licenciatura, Biología, FES Zaragoza UNAM, México. 111 pp.

- Shoji S., Nanzyo M. y Dalghren R. 1993. Productivity and utilization of volcanic ash soils. En: Shoji S. Ed. *Volcanic ash soil. Genesis, properties, and utilization*, pp. 209-251. Elsevier Science Pub. Amsterdam.
- Shvidenko A.Z. y Nilsson S. 2000. Extent, distribution, and ecological role of fire in Russian forest. En: Kasischke E.S. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp 132-150. Springer- Verlag, New York.
- Stoops G. 2007. Micromorphology in soils derived from volcanic ash in Europe. A review and synthesis. *European Journal of Soil Science* 58:356-377.
- van der Salm C., Reinds G.J., de Vries W. 2007. Water balances in intensively monitored forest ecosystems in Europe. *Environmental Pollution* 148:201-212.
- Van Wagner C.E. 1983. Fire behavior in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*, pp. 65-80, John Wiley & Sons. New York.
- Vera M., Sierra M., Díez M., Sierra C., Martínez A., Martínez F.J. y Aguilar J. 2007. Deforestation and land use effects on micromorphological and fertility changes in acidic rainforest soil in Venezuelan Andes. *Soil & Tillage Research* 84:184-194.
- Wada K. 1989. Allophane and imogolite. En: Dixon J.B y Weed S.B. Eds. *Minerals in soil environments*, pp. 1051-1087. 2a ed. SSSA. Madison, WI.
- Ziegler A., Junjiro N., Roy S., Shoji N. y Abdul R.N. 2006. Impacts of logging disturbance on hillslope saturated hydraulic conductivity in a tropical forest in Peninsular Malaysia. *CATENA* 67:89 – 104.

Cuadro 4.1. Propiedades hídricas de un Andosol háplico, medias ( $\pm$  D.E.) bajo bosques de *Abies religiosa*, afectado por incendios de diferente severidad, en el Parque Nacional El Chico. El valor medio de infiltración se obtuvo de 20 registros.

Severidad de incendio	Porosidad total	Distribución del tamaño de poros ( $\mu\text{m}$ )			<i>n</i>	Infiltración	Conductividad hidráulica ( <i>K<sub>f</sub></i> )	Humedad relativa	<i>n</i>	DA
		< 50	50-500	>500						
		%								
					mm h <sup>-1</sup>		mm seg <sup>-1</sup>	%		g cm <sup>-3</sup>
No afectado (BNA1)	49.60 <sup>a*</sup> (8.01)	6.91 <sup>a</sup> (2.84)	10.49 <sup>a</sup> (5.22)	31.74 <sup>a</sup> (11.31)	15	194.28 <sup>a</sup> (134.87)	0.0489 <sup>a</sup> (0.0379)	60.12 <sup>ac</sup> ( 6.23)	16	0.65 <sup>ab</sup> (0.09)
Superficial (BISUP1)	35.08 <sup>b</sup> (9.49)	11.42 <sup>ab</sup> (4.89)	11.20 <sup>a</sup> (4.94)	11.88 <sup>b</sup> (8.92)	25	71.52 <sup>b</sup> (51.86)	0.00005 <sup>b</sup> (0.0011)	56.68 <sup>a</sup> ( 6.14)	19	0.81 <sup>b</sup> (0.02)
Copa moderado (BICMOD1)	46.11 <sup>a</sup> (9.80)	15.95 <sup>b</sup> (6.48)	11.58 <sup>a</sup> (8.19)	18.57 <sup>b</sup> (12.31)	18	168.28 <sup>a</sup> (93.54)	0.00551 <sup>a</sup> (0.0055)	57.35 <sup>a</sup> ( 5.2)	16	0.52 <sup>a</sup> (0.08)
Copa severo (BICSEV)	43.73 <sup>a</sup> (8.36)	15.16 <sup>b</sup> (10.78)	9.61 <sup>a</sup> (5.26)	19.17 <sup>b</sup> (11.14)	26	136.05 <sup>a</sup> (78.55)	0.02069 <sup>a</sup> (0.0007)	64.07 <sup>c</sup> (6.21)	16	0.72 <sup>ab</sup> (0.11)

\* letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas, con una prueba de Tukey a un nivel de 0.05.

Cuadro 4.2. Propiedades hídricas de un Andosol esquelético, medias ( $\pm$  D.E.), en bosque de *Abies religiosa*, afectado por incendios de diferente intensidad, en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. El valor medio de infiltración se obtuvo de 20 registros.

Severidad de incendio	Porosidad Total	Distribución del tamaño de poros ( $\mu\text{m}$ )			n	Infiltración	Conductividad hidráulica	Humedad relativa	n	DA
		< 50	50-500	>500						
Sitio		%				$\text{mm h}^{-1}$	$\text{mm seg}^{-1}$	%		$\text{g cm}^{-3}$
No afectado (BNA2)	45.26 <sup>a*</sup> (7.69)	8.84 <sup>a</sup> (3.43)	10.90 <sup>a</sup> (4.08)	25.51 <sup>a</sup> (5.61)	9	173.55 <sup>a</sup> (143.25)	0.05555 <sup>a</sup> (0.0249)	44.5 <sup>a</sup> (11.01)	16	0.64 <sup>a</sup> (0.11)
Superficial (BISUP2)	37.85 <sup>a</sup> (9.97)	10.71 <sup>ab</sup> (5.13)	12 <sup>a</sup> (5.26)	15.14 <sup>ab</sup> (11.89)	10	59.82 <sup>b</sup> (39.15)	0.03831 <sup>a</sup> (0.0155)	47.28 <sup>a</sup> (11.48)	21	0.67 <sup>a</sup> (0.05)
Copa moderado (BICMOD2)	56.01 <sup>b</sup> (9.03)	14.95 <sup>b</sup> (5.06)	10.85 <sup>a</sup> (7.32)	30.19 <sup>ac</sup> (12.98)	15	126.37 <sup>a</sup> (64.4 <sup>l</sup> )	0.03912 <sup>a</sup> (0.012112)	38.86 <sup>b</sup> (9.75)	22	0.62 <sup>a</sup> (0.12)

\* letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas a un nivel de 0.05.

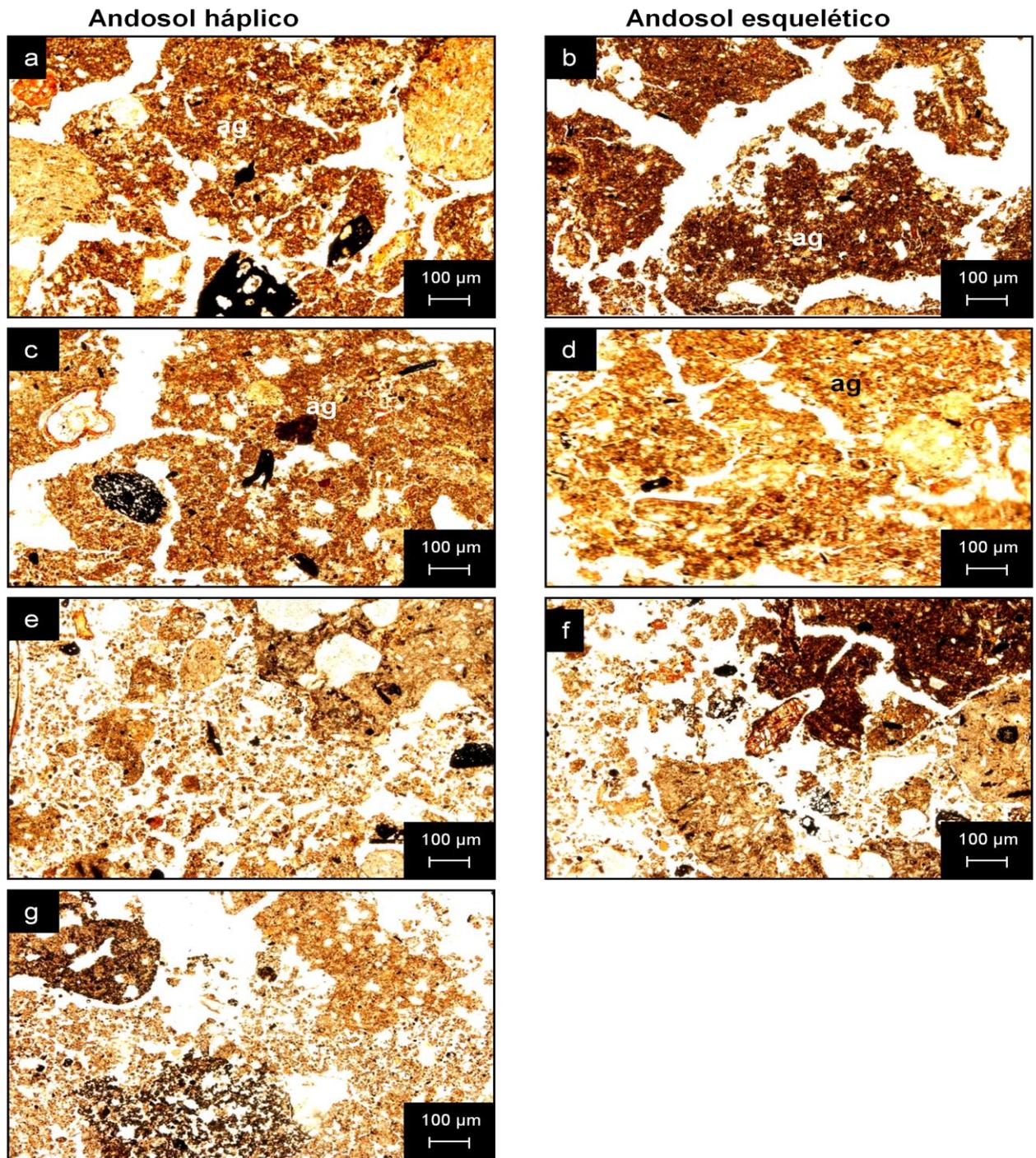


Figura 4.1 Fotomicrografías de las secciones delgadas de un Andosol, háplico y un Andosol esquelético, mostrando los cambios en la micromorfología de los agregados (ag) y espacio poroso (espacios en blanco), en sitios no afectados (a y b); afectados por incendios de tipo: superficial (c y d); de copa moderado ( e y f); y de copa severo (g). Las partículas negras son fragmentos de material carbonizado, Los microagregados son abundantes en (e), (f) y (g).

## **CAPÍTULO 5**

### **LA NATURALEZA DUAL DE LOS INCENDIOS FORESTALES: EFECTOS SOBRE LAS PROPIEDADES DEL SUELO Y SU RELACIÓN CON EL CRECIMIENTO DE *ABIES* *RELIGIOSA***

## Resumen

Se determinaron los efectos de incendios de diferente severidad sobre las propiedades mineralógicas, químicas, micromorfológicas e hídricas de un Andosol háplico y de un Andosol esquelético, en bosque de oyamel no afectados (BNA1 y BNA2), afectados por incendios superficiales (BISUP1 y BISUP2), afectados por incendios de copa moderado (BICMOD1 y BICMOD2) y afectado por incendio de copa severo (BICSEV1). Los cambios de las propiedades se relacionaron con variables del crecimiento postincendio de plántulas coetáneas de *Abies religiosa*. Se tomaron muestras de suelo para el análisis químico y mineralógico, y muestras inalteradas de suelo para determinar agregados y poros. Se tomaron registros *in situ* de infiltración, conductividad hidráulica y porcentaje de humedad relativa, así como la altura total, tasa absoluta de crecimiento y longevidad foliar de las plantas. Los resultados mostraron que los bosques no afectados, han sido afectados en el pasado, por incendios de copa. Los incendios superficiales mostraron reducción de minerales hidratados (halloysitas, polimorfos de cuarzo, alofano), colapso de agregados y una disminución de la porosidad total e infiltración, las cuales mostraron relación con los menores valores de altura, tasa de crecimiento absoluto y longevidad foliar de las plántulas. En contraste los suelos afectados por los incendios de copa moderado, mostraron valores de la porosidad total e infiltración, semejantes al del bosque no afectado y las plantas presentaron los mayores valores de altura, tasa de crecimiento y longevidad foliar.

Palabras clave: Incendios Forestales, Andosol, Coníferas, Oyamel, suelo postincendio

## Abstract

The effects of fires of different intensities were determined upon the mineral, chemical, micromorphological, and hydrological properties of a haplic Andosol and a skeletal Andosol in a Sacred Fir forest. The types determined were: unaffected (BNA1 and BNA2), affected by surface fires (BISUP1 and BISUP2), affected by moderate canopy fires (BICMOD1 and BICMOD2), and affected by severe canopy fire (BICSEV1). The changes in soil properties were related to growth variables of a post-fire population cohort of *Abies religiosa*. Soil samples were taken for their chemical and mineral analysis, as well as unaltered samples of the soil to determine aggregates and pores. *In situ* registries were taken of infiltration, hydraulic conductivity, and percentage of relative moisture, as well as total height, absolute

growth ratio, and foliar longevity of the plants. The results showed that unaffected forests had been affected in the past by canopy fires. Surface fires showed a decrease of hydrated minerals (halloysite, quartz polymorphs, allophane), collapse of aggregates, and a decrease in total porosity and infiltration, which showed a relationship with lower height values, absolute growth ratio, and foliar longevity of the plants. Contrastingly, the soils affected by moderate canopy fires showed values of total porosity and infiltration similar to the unaffected forests, and plants showed the highest values in height, growth ratio, and foliar longevity.

Key words: Forest fires, Andosol, conifers, Sacred Fir, post-fire soil.

## **Introducción**

En el año de 1998 ocurrieron incendios de diferente severidad (superficiales, de copa moderado y de copa severo), en los bosques de oyamel (*Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham.), del Parque Nacional El Chico, Estado de Hidalgo, México. Después de ocho años de observaciones, se encontró que la repoblación natural (RN) post-incendio fue mayor en incendio de copa moderado, menor en incendios de copa severo, mínima en incendios superficiales y nula en bosques no afectados. Además, en observaciones de campo, los sitios afectados por incendio superficial mostraron plantas de *A. religiosa* con el menor desarrollo y el suelo presentó problemas de compactación, lo que generó incertidumbre, ya que se ha supuesto que este tipo de incendios ocasiona daños mínimos al bosque (Rodríguez *et al.* 2002); por lo tanto, es necesario considerar el efecto de los incendios sobre las propiedades del suelo ya que están siendo modificadas por la diferente severidad de los incendios.

Shvidenko y Nilsson (2000) mencionan que los incendios presentan una naturaleza dual: los incendios constructivos pueden favorecer la RN y el mantenimiento de los bosques; mientras que, los incendios destructivos no permiten la reproducción ni el mantenimiento de los bosques. La determinación del efecto dual de los incendios es necesario para aclarar su papel sobre la dinámica de los bosques mexicanos y contribuir a las estrategias de control y uso del fuego o combate de los incendios, los cuales se incrementaran en intensidad y frecuencia por efecto del cambio climático (Kasischke y Stocks, 2000).

La disponibilidad del agua en el suelo, depende de las propiedades físicas e hídricas del suelo, así como la distribución y tamaño de poros, tasa de infiltración, conductividad hidráulica, densidad aparente y retención de humedad (Brooks y Spencer, 1997; Ziegler *et al.*,

2006). Estas propiedades pueden ser alteradas por incendios, el disturbio natural más importante en los bosques de coníferas (Van Wagner, 1994; Kasischke, 2000). La magnitud de estos cambios depende, de la vegetación, del tipo y severidad del incendio, así como de las características del suelo (Giovannini y Lucchesi, 1997; DeBano *et al.*, 1998; Marcos *et al.*, 2007).

La disponibilidad de agua es importante en la RN de los bosques de coníferas. Brick (1979) y Bronnum (2005) encontraron que las plántulas del género *Abies* son sensibles a la baja disponibilidad de agua en el suelo, lo que ocasiona bajas tasas de crecimiento y su desecación, el cual es el factor de mortalidad más importante en los primeros cinco años de vida de las plantas de coníferas.

Los bosques de *A. religiosa* crecen preferentemente sobre Andosoles, uno de los suelos más productivos del mundo (Shoji *et al.*, 1993; Harsh *et al.*, 2002) y con propiedades físicas e hídricas muy particulares, debido a que cuando son ricos en materia orgánica y minerales amorfos (alofano e imogolita), forman coloides del complejo mineral-humus, acumulan nutrimentos, con altos valores de porosidad, retención de humedad y de fósforo (Deng y Dixon, 2002; Harsh *et al.*, 2002); además, presentan altas tasas de infiltración y conductividad hidráulica y una baja densidad relativa, comparada con otros suelos minerales (Nakagawa e Ishiguro, 1994). Sin embargo, se ha señalado que los Andosoles pierden sus propiedades hídricas de manera irreversible si se desecan cuando el suelo es expuesto a la superficie (Oleschko y Chapa, 1989; Wada, 1989), pero se desconoce el comportamiento de estos suelos cuando son afectados por incendios de diferente intensidad.

Estos suelos también presentan una alta estabilidad de la materia orgánica del suelo (MOS), pH, alta capacidad de retención de fósforo y agua, por lo que son altamente resistentes a la pérdida de nutrimentos (Wada, 1989); además, los contenidos de MOS son muy altos y la tasa de mineralización es baja, debido a que la MOS está protegida del ataque de microorganismos, por materiales amorfos y por la formación de complejos húmicos con alofano o complejos ácidos húmicos-metales de Fe y Al (Poudel y West 1999; Deng y Dixon 2002).

*Efectos de los incendios sobre las propiedades hídricas.* Con respecto a las propiedades hídricas Alauzis *et al.* (2004) encontraron que los incendios ocasionaron una disminución de 31% de la retención de humedad del suelo y de 56% en la humedad del suelo a capacidad de

campo y lo atribuyeron a la pérdida de materia orgánica y a la formación de sustancias hidrófobas, respectivamente.

En otros suelos se ha encontrado que la tasa de infiltración, después de un incendio, puede ser variable. Los incrementos en infiltración se atribuyen a la destrucción de la materia orgánica y capas hidrofóbicas (Imeson *et al.*, 1992), mientras que las reducciones se han atribuido a la formación de capas repelentes o hidrófobas (DeBano, 1989), a las partículas de ceniza que obstruyen los poros superficiales (Mallik *et al.*, 1984) o a la generación de costras impermeables (Fox *et al.*, 2004; Mills y Fey, 2004). La tasa de infiltración parece no ser afectada por incendios leves, ya que, se ha considerado que las temperaturas alcanzadas no fueron suficientes para alterar la estructura del suelo (Parks y Kundy, 1989; Kutiel e Imbar, 1993).

La conductividad hidráulica, sólo se ha evaluado después de incendios severos pero no se registraron afectaciones (Rab, 1996; Parks y Cundy, 1989). Por otra parte, la capacidad de retención de humedad del suelo, también se puede incrementar, reducir o no afectarse por los incendios. Los incrementos se han atribuido a que las cenizas obstruyen los poros grandes y los transforma en múltiples poros pequeños (Mallik *et al.*, 1984); en tanto las reducciones se han adjudicado a la pérdida de MO (Alauzis *et al.*, 2004; Rohades *et al.*, 2004), o a cambios en la reagregación de arcillas (González-Pelayo *et al.*, 2006) y cuando no se afecta se ha sugerido que las temperaturas del incendios no alcanzaron a dañar la estructura (Parks y Kundy, 1989; Rab, 1996).

En varios estudios los cambios en la retención de humedad, infiltración y conductividad hidráulica se han atribuido a cambios en la porosidad; sin embargo, Mallik *et al.* (1984) y Rab (1996) no encontraron diferencias significativas en esta propiedad en suelos afectados por incendios de diferente intensidad, pero sí en la infiltración, por lo que consideraron que el estudio de porosidad por métodos destructivos, no son adecuados.

*Efectos de los incendios sobre las propiedades químicas.* El efecto de los incendios sobre Andosoles se ha estudiado únicamente después de incendios severos por Grier (1975) en bosques de *Pinus* de Norteamérica y por Alauzis *et al.* (2004) en bosques de *Nothofagus* en Sudamérica. Estos autores encontraron una disminución de N total y NO<sub>3</sub>, atribuido principalmente, a sus bajas temperaturas de volatilidad (200-300°C) y a la pérdida por

convección de cenizas; sin embargo, registraron resultados contrastantes para otros elementos como P extractable, los cationes Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Sodio ( $\text{Na}^+$ ) y Potasio ( $\text{K}^+$ ), ya que, Grier (1975) registró disminuciones pero Alauzis *et al.* (2004) registraron incrementos. Además el pH y la conductividad eléctrica también se incrementan (Alauzis *et al.* (2004).

*Efectos sobre la mineralogía.* Un análisis mineralógico es importante debido a que los minerales del suelo también contribuyen a la creación de espacios porosos y a la retención de humedad (Schulze, 2000) y pueden indicar la temperatura que alcanzaron los suelos en los diferentes tipos de incendios (Amonnete, 2000). Se ha mencionado que los Andosoles al desecarse, incrementan la cristalización a formas menos reactivas, y disminuyen los minerales amorfos y pseudoamorfos (Misota y Van Reeuwijk, 1989). Sin embargo, Alauzis (2004) no encontró cambios en Andosoles afectados por incendios de copa severos, y se desconoce que ocurre con incendios de diferente intensidad.

Lo anterior muestra que falta información del efecto dual de los incendios forestales sobre las propiedades químicas, mineralógicas, físicas e hídricas de Andosoles, así como su relación con el crecimiento de plantas en zonas postincendio. Además, al estudiar los efectos de los incendios sobre el suelo, es necesaria la toma de registros *in situ*, y la toma de muestras inalteradas. Mallik *et al.* (1984) recomendaron un análisis de la porosidad por medio de secciones delgadas, debido a que es un método no destructivo, para tratar de comprender los efectos de los incendios sobre las propiedades hídricas del suelo.

El estudio de la micromorfología del suelo, es decir, sobre la forma y distribución de los agregados del suelo y los poros, se basa en el análisis de secciones delgadas preparadas a partir de muestras no alteradas del suelo, un método que se utiliza actualmente para evaluar efectos que tienen diversos factores ecológicos (fauna, lluvia, fuego, cultivos, sequías) sobre las propiedades hídricas del suelo (Davidson *et al.*, 2002; Pires *et al.*, 2007; Vera *et al.*, 2007). Sin embargo, aún no se ha registrado el efecto de incendios sobre la micromorfología de Andosoles (Stoops, 2007).

*Crecimiento de árboles y propiedades del suelo.* La cantidad de agua en el suelo influye en la disponibilidad de nutrimentos, en la vitalidad y crecimiento de los árboles (Landman, 1995; van der Salm *et al.*, 2007), por lo que un parámetro de las plántulas, sensible a cambios en las propiedades del suelo como los ocasionados por los incendios, es el incremento anual longitudinal que determina la altura de las plantas y su tasa de crecimiento. La supervivencia de plántulas de *Abies* depende de su altura, y su relación con la captación de luz y producción de fotosintatos (Kohyama y Fujita, 1981).

La altura de las plántulas y su tasa de crecimiento indican el mantenimiento del predominio en la siguiente generación (Ferguson y Adams, 1980), debido al efecto de supresión y eliminación de plántulas (Nilsson y Allen, 2003). La altura de plántulas y su tasa de crecimiento son sensibles a cambios en la microtopografía y propiedades químicas e hídricas del suelo (Roy *et al.*, 2004), por lo que son muy útiles en la detección de efectos de variables ambientales que afectan a la RN del bosque.

La longevidad del follaje es otro indicador que se ha utilizado para evaluar los efectos de cambios ambientales sobre el vigor y estrés hídrico de las plántulas de árboles (Landman, 1995; van der Salm *et al.*, 2007); sin embargo, no se ha utilizado en México y puede ser muy útil para detectar los efectos de cambios en las propiedades del suelo, ocasionados por los incendios y fundamentar la naturaleza dual de los incendios.

El conocimiento de las propiedades químicas, mineralógicas, físicas e hídricas, en Andosoles, bajo condiciones postincendio, y su influencia sobre el crecimiento de plántulas de *Abies religiosa* pueden contribuir al mejor conocimiento de la naturaleza dual del fuego sobre la regeneración de estos bosques y su servicio ambiental hidrológico.

La hipótesis propuesta en este trabajo es que los incendios superficiales presentan combustión más lenta, lo que incrementa los efectos de la deshidratación de los minerales, y por ello la compactación del suelo es mayor, lo que disminuye la porosidad, infiltración, disponibilidad de agua y nutrimentos, por lo que causan un menor desarrollo de plantas.

Los objetivos de este trabajo fueron: a) Evaluar el efecto de los incendios de diferente intensidad sobre las propiedades mineralógicas, químicas, físicas e hídricas del suelo; b) Evaluar la tasa absoluta de crecimiento, la altura total y longevidad foliar de plántulas de *A. religiosa*, de una cohorte postincendio; y c) Relacionar los cambios en las propiedades del

suelo con la altura, la tasa de crecimiento absoluto y longevidad foliar de plántulas de *A. religiosa*.

## **Materiales y métodos**

*Área de estudio.* Se localiza en el parque nacional El Chico, Estado de Hidalgo, al N de la ciudad de México, entre los 20° 10' 10'' y 20° 13' 25'' de Latitud Norte y los 98° 41' 50'' y 98° 46' 02'' de Longitud Oeste, y entre los 2320 m y los 3090 m de altitud. La geología de la zona está representada por andesitas, tobas andesíticas y riolitas (Galindo-Leal *et al.*, 1988).

El clima es templado semifrío, con lluvias en verano, la precipitación media anual es de 1382 mm y el mes con mayor precipitación es septiembre con un promedio de 302 mm y las lluvias de invierno representan menos de 5% de la precipitación anual. La temperatura media del mes más calido (abril) y del mes más frío (febrero) es de 17°C y de 6°C respectivamente; aunque se han registrado temperaturas máximas y mínimas extremas de 38°C y de -6°C, respectivamente. La estación seca se presenta desde noviembre hasta mayo, con una precipitación promedio de 21 mm.

El bosque de oyamel cubre 67% de la superficie del parque y *A. religiosa* es la especie arbórea dominante. Las especies dominantes en el estrato arbustivo son *Archibaccharis hieracioides* Blake, *Baccharis conferta* H.B.K., *Eupatorium hidalgense* Rob., *Fuchsia thymifolia* H.B.K., *Ribes affine* H.B.K., *Salvia elegans* Vahl., *Senecio angulifolius* D.C. y *Stevia monardifolia* H.B.K. El estrato herbáceo lo dominan, *Alchemilla procumbens* Rose y el estrato rasante por varias especies de musgo *Thuidium* spp. La capa de musgo y hojarasca varía de 3 hasta 25 cm de espesor.

El bosque de *A. religiosa* se desarrolla sobre Andosoles y Cambisoles con texturas tipo limoso-arenoso, arcillo-arenoso y arenoso.

*Sitios de muestreo.* Durante los meses de marzo y abril de 1998, ocurrieron incendios en el parque. Los incendios fueron principalmente de tipo superficial y en menor grado de copa. En julio de 1998 se recorrieron las áreas afectadas y se eligieron dos zonas cuya extensión incluyó sitios de bosques afectados por incendios de diferente severidad. Estos sitios se han utilizado para el estudio de la supervivencia y crecimiento postincendio. La Zona 1, sobre pendientes de 10%, presentó suelo tipo Andosol háplico, según Krasilnikov P. (com. pers.),

con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA1), afectado por incendio superficial (BISUP1), por incendio de copa moderado (BICMOD1) y por incendio de copa severo (BICSEV1) *sensu* Shvidenko y Nilsson (2000). La Zona 2 presentó un Andosol esquelético con los siguientes sitios: bosque no afectado (BNA2), afectado por incendio superficial (BISUP2) y por incendio de copa moderado (BICMOD2).

En todos los sitios afectados, tanto la capa de hojarasca como los estratos rasante, herbáceo y arbustivo fueron consumidos completamente por los incendios. En los bosques afectados por incendio superficial, todos los árboles con alturas de 2 m y diámetros a la altura del pecho (DAP)  $\leq 5$  cm murieron; la altura de la flama marcada en el tronco de los árboles fue menor de 1 m. La capa de cenizas aproximadamente fue de 3 cm de espesor. El tamaño de los sitios afectados por este incendio fue de 1.2 (BISUP1) y 0.8 hectáreas (ha) (BISUP2), respectivamente. En los sitios de los bosques afectados por incendio de copa moderado (BICMOD), todos los árboles con DAP  $\leq 30$  cm y alturas  $\leq 20$  m murieron. Los árboles sobrevivientes, con alturas de 35 a 40 m y con DAP entre 35 y 55 cm presentaron daños en aproximadamente 75 % de su copa, aunque la marca de la flama sobre el tronco no excedió los 6 m de altura. La capa de cenizas fue de aproximadamente 4 cm. El área de éstas sitios fue de 0.42 ha (BICMOD1) y 0.8 ha (BICMOD2). En el bosque afectado por incendio de copa severo (BICSEV1), todos los árboles de todos los tamaños murieron, algunos de ellos en pie. La marca de la flama sobre el tronco alcanzó hasta 30 m de altura. La capa de cenizas fue de 4 cm; el tamaño de esta parcela fue de 1.1 ha. En contraste en los sitios de bosques no afectados (BNA), considerados como testigo, no presentaron vestigios de incendios por lo que se conservaron todos los estratos del bosque. El espesor promedio de la hojarasca y musgo fue de 10 cm.

*Análisis mineralógico.* En mayo de 2006, de cada sitio se tomó una muestra representativa de los primeros 5 cm de profundidad suelo, incluyendo la capa de ceniza. Las muestras fueron tamizadas ( $< 2$  mm) y preparadas de acuerdo con Van Reeuwijk (1999). Se destruyó la materia orgánica con peróxido de hidrógeno y posteriormente se maceró en un mortero de porcelana para obtener partículas de tamaño aproximado de 50  $\mu\text{m}$ . Las muestras fueron analizadas en polvo utilizando un Difractómetro de Rayos X. Las mediciones se realizaron

con la técnica de barrido a una velocidad de  $4^{\circ}\cdot\text{min}^{-1}$ , desde  $2^{\circ}$  a  $60^{\circ}$  en un equipo GBC 122D Automation Interface®. Los minerales se determinaron utilizando el software ICDD (2004).

Para determinar cambios ocasionados por incendios y tener una aproximación de las temperaturas alcanzadas por el suelo durante el incendio, se tomaron muestras representativas de los sitios de bosques no afectados de ambas zonas, incluidos tanto los primeros cinco centímetros de profundidad como la capa de hojarasca y material vegetal, se secaron a temperatura ambiente y posteriormente fueron sometidas a:  $250^{\circ}\text{C}$ ,  $450^{\circ}\text{C}$  y  $600^{\circ}\text{C}$ , por treinta minutos, en una mufla. En estas temperaturas Giovannini y Lucchesi (1997), Gimeno-García *et al.* (2000) y Marcos *et al.* (2007) han detectado cambios importantes en suelos. Después de 24 horas las muestras tratadas fueron preparadas y sometidas al mismo análisis.

*Determinación de propiedades químicas.* En cada sitio se formó una muestra compuesta de los primeros 5 cm de profundidad. En este espesor se desarrollan raíces de las plántulas con mayor abundancia y ocurren las mayores modificaciones del suelo ocasionadas por incendios (DeBano *et al.*, 1998).

Las muestras fueron secadas a la sombra a temperatura ambiente y fueron pasadas por un tamiz de 2 mm y se determinaron las siguientes propiedades químicas: Materia orgánica (método de Walkey-Black), pH (relación 1:5, con un potenciómetro), N total (semimicroKjeldahl), CIC, y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiable (extracción con  $\text{NH}_4\text{OAc}$  y espectrofotometría de absorción atómica), y  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  soluble (extracción de pasta saturada y espectroscopia de absorción atómica), P disponible (Bray I- Molibdatos ácido ascórbico) en el laboratorio de Génesis y Clasificación de suelos del Colegio de Postgraduados.

*Análisis micromorfológico.* En cada sitio de estudio, se colectaron tres muestras inalteradas del suelo de los primeros 5 cm del suelo, con cajas tipo Kubiena. Las cajas se pusieron a secar lentamente a la sombra durante cuatro semanas, después se les aplicó resina poliéster insaturada y monómero-estirenos con una relación 7:3 para su endurecimiento. Una vez endurecidas las muestras se cortaron y se colocaron en portaobjetos (6 x 9 cm) y se pulieron hasta  $30\ \mu\text{m}$  de espesor.

Las secciones delgadas fueron analizadas bajo un microscopio petrográfico marca Olympus BX51® con compensador. Se analizaron entre 16 y 31 imágenes por cada sección delgada, por el método de intercepción de vértices. Debido a que en la Zona 2 (Andosol esquelético), el suelo mostró mayor pedregosidad, la toma de muestras inalteradas se dificultó, por lo que fue analizado un menor número de imágenes.

El análisis de las imágenes consistió en registrar la morfología de agregados y tipo de poros de acuerdo con el sistema de Bullok *et al.* (1999). Las proporciones de los diferentes tamaños de los poros se estimaron como una proporción del espacio poroso total. Se anotó el tipo y tamaño del poro. Los poros se clasificaron, de acuerdo con su tamaño, según el criterio de Bullok *et al.* (1999): en microporos < 50 µm, mesoporos 50-500 µm y macroporos >500 µm. Los poros menores de 50 µm, almacena agua, útil para las plantas y microorganismos del suelo; los poros entre 50 y 500 µm permiten el crecimiento de raíces y los mayores de 500 µm favorecen el movimiento del agua hacia el interior del suelo (Pagliai *et al.*, 1987).

*Propiedades físicas e hídricas.* La densidad aparente del suelo fue determinada por el método del cilindro, con tres repeticiones para cada sitio. La infiltración fue medida *in situ*, utilizando un infiltrómetro de doble anillo TURF-TEC®, con base en Mallik *et al.* (1984). El diámetro del cilindro interno fue de 6.5 cm y el externo fue de 11 cm. Después de ajustar el infiltrómetro en el suelo, se agregó agua en ambos cilindros, hasta que el nivel del agua del cilindro interno registró una altura de 100 mm. El infiltrómetro cuenta con un cronómetro con el que se registró el tiempo requerido para que el lector de la altura de agua llegara a 0 mm. Debido a que los incendios afectan sólo a los primeros 5 cm del suelo (DeBano *et al.*, 1998), estas mediciones pueden indicar si los incendios afectaron la capa superficial y por lo tanto, alterar la capacidad de infiltración. En cada sitio se tomaron 20 lecturas en puntos ubicados aleatoriamente.

La conductividad hidráulica saturada (Kfs), se determinó *in situ*, utilizando el permeámetro Guelph-2800KI®. Este instrumento se basa en el principio del bulbo húmedo constante; opera con el principio de sifón de Mariotte y puede estimar la conductividad hidráulica saturada, de acuerdo con el procedimiento de Reynolds y Elrick (1985). Se realizaron tres registros en cada sitio; el número estuvo limitado por la cantidad de tiempo y agua requerida para esta determinación. Todos los sitios fueron muestreados el mismo día.

Para la determinación del porcentaje de humedad relativa del suelo a capacidad de campo, en cada sitio se tomaron 20 registros de los primeros cinco centímetros del suelo, con un Humedímetro Kelwey®. Una lectura de 100 %, con este Humedímetro corresponde con la capacidad de saturación de campo del suelo.

*Evaluación del crecimiento de las plantas.* En cada sitio se establecieron ocho parcelas de 1 m<sup>2</sup>. Las plántulas emergieron después de los incendios de 1998 y fueron registradas, marcadas y revisadas desde agosto de 1998. A las plántulas supervivientes se les evaluó la altura total, la tasa absoluta de crecimiento y la longevidad foliar.

La altura total de la planta, se obtuvo midiendo, con una cinta métrica flexible, la distancia (cm) de la superficie del suelo hasta la yema apical del tallo principal.

La tasa absoluta de crecimiento (TAC), se obtuvo con datos de la altura inicial de las plántulas después de su emergencia y con la altura que registró a finales del año 2007.

El cálculo de la tasa absoluta (TAC), se realizó por medio de la siguiente fórmula:

$$TAC = (H_t - H_0) / t;$$

Donde  $H_0$  es la altura inicial y  $H_t$  es la altura después del tiempo  $t$  (Hunt, 1990). Las unidades de la TAC están dadas en cm/años.

Longevidad del follaje. Se eligieron 10 plantas de cada sitio y en cada una de ellas, se registró la presencia de hojas verdes y sanas, entre cada nudo anual de la rama sobre tres ramas laterales de la parte basal (Figura 5.1).

*Análisis de datos.* Los análisis estadísticos fueron realizados en SAS (SAS, 1998), para cada grupo de suelo. Para detectar diferencias significativas de altura total y la TAC, entre las diferentes condiciones postincendio, con un número diferente de supervivientes, se realizó un Análisis de Varianza (ANOVA), con una prueba de Tukey, a un nivel de  $\alpha=0.05$ , utilizando PROC GLM.

Los datos de porcentaje de porosidad total, de los diferentes tamaños de poros, de MO y de humedad relativa del suelo, fueron transformados por medio del arcoseno de la raíz cuadrada del porcentaje, para ajustarlas a la distribución normal.

Los datos transformados junto con los datos de infiltración, conductividad hidráulica y densidad aparente, se sometieron a un Análisis de Varianza, utilizando PROC GLM, con una

prueba de Tukey, y un nivel de significancia de 0.05, para detectar diferencias significativas entre los diferentes sitios postincendio de cada sitio.

Se realizó un análisis de regresión múltiple, para determinar la significancia de cada variable sobre la altura, la tasa absoluta de crecimiento (TAC) y la longevidad foliar (LF), con el procedimiento PROC REG (SAS, 1998). Los valores de las propiedades químicas del suelo se compararon con los obtenidos, en las zonas de distribución de *A. religiosa* por López (1993) para suelos con y sin problemas de crecimiento de esta especie.

## Resultados

*Propiedades mineralógicas.* Los sitios de Andosol háplico, mostraron una composición mineralógica similar en los sitios no afectados y afectados por incendios, pero registraron cambios en su abundancia (Figura 5.2). En el sitio no afectado por incendios (BNA1) predomina el cuarzo y polimorfos como coesite y ópalo (3.1°A) y en menor grado también abundan lueshite (3.9°A), anortoclasa (3.23°A) y halloysita (7.6 °A y 3.63°A). Todos estos minerales, con excepción de lueshite, reducen su abundancia en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1). En el sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD1), la anortoclasa recupera su contenido inicial y en menor grado de polimorfos de cuarzo y halloysita. El difractograma del sitio afectado por incendio de copa severo (BICSEV1) es muy similar al de BICMOD1 (Figura 5.2).

Los difractogramas de las muestras sometidas a diferentes temperaturas (Figura 5.2e, 5.2f, y 5.2g), permiten notar que el BNA1, tiene semejanza con la obtenidas a 600°C, indicado de manera importante por la presencia de halloysita (3.63°A y 7.6 °A), la cual aparece desde los 450° C. En tanto el difractograma de BISUP1 muestra parecido con la muestra sometida a 250°C, por el mayor incremento en lueshite (3.9°A) y la desaparición de la señal de halloysita (7.6°A y 3.63°A). Los difractogramas de BICMOD1 y BICSEV1 son muy similares con la obtenida a 450°C, por el incremento de anortoclasa.

En los sitios con Andosol esquelético (Figura 5.3) la composición mineralógica fue similar en los sitios no afectados y afectados. En el sitio del suelo no afectado (BNA2) predomina la anortoclasa (3.23°A), halloysita (3.63°A), y en menor medida la lueshite (3.9°A) y los minerales asociados con cuarzo: coesite y cuarzo  $\alpha$  (3.1°A). En el sitio afectado por incendio superficial (BISUP2), disminuyó drásticamente la halloysita y se incrementaron los minerales

asociados al cuarzo, principalmente coesite, los cuales llegan a ser los más abundantes en el sitio afectado por incendio de copa moderado (BICMOD2). (Figura 5.3a y 5.3b). Los difractogramas de muestras sometidas en mufla a diferentes T° (Figura 5.3d, 5.3e y 5.3f) permiten observar que la muestra de BNA2 presenta parecido con la de 600°C, la de BICMOD2 con la de 450° C y BISUP2 se parecen tanto a la muestra sometida a 250°C y el BNA2, por lo que se infiere que las temperaturas alcanzadas en este sitio fueron menores.

*Propiedades químicas.* En el Andosol háplico, el BNA1, los valores de MOS, N y Ca<sup>2+</sup> intercambiable, así como la CIC son óptimos para el crecimiento de *A. religiosa*, según López (1993), en tanto los valores de pH, la CE, K<sup>+</sup> y Mg<sup>2+</sup> intercambiables, se ubican como deficientes (Cuadro 5.1)

En los sitios afectados por incendio (BISUP, BICMOD y BICSEV), la MOS, el Ca<sup>2+</sup> intercambiable y la CIC continúan como óptimos. Los valores de pH y K<sup>+</sup> intercambiables se incrementaron, pero aún se ubican como deficientes. Los cationes solubles Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup>, también se incrementaron, excepto en BICSEV, donde el Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup> disminuyeron.

En BISUP1, los valores de la CE, N, Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup> intercambiables disminuyeron. La CE y Mg<sup>+2</sup> se ubicaron como óptimos; la reducción de N y Ca<sup>+2</sup> no representaron deficiencia. En BICMOD1, la CE disminuyó y se ubicó como óptimo. N y Ca<sup>+2</sup> se incrementaron por encima del nivel óptimo; Mg<sup>+2</sup> se incrementó a un nivel deficiente. En BICSEV, la CE y N se incrementaron, a niveles deficiente y óptimo respectivamente (Cuadro 5.1).

En Andosol esquelético, en el BNA2, el Cuadro 5.1 muestra que los valores de MOS, N, Ca<sup>2+</sup> y CIC son óptimos para el crecimiento de *Abies religiosa*. En BISUP2 y BICMOD, la variable CE se adiciona a las anteriores. El N, P, Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> tienden a disminuir conforme se incrementa la severidad del incendio.

*Efectos sobre la micromorfología de agregados y porosidad.* La micromorfología de muestras del bosque no afectado (BNA1 y BNA2), tanto el Andosol háplico como el Andosol esquelético, presentaron agregados en bloques subangulares y poros tipo fisura con algunos agregados oscuros y restos vegetales carbonizados de incendios previos (Figura 5.4). Además, en el Andosol esquelético los fragmentos de roca de tamaño mayor a los agregados abundan en 30%.

Los sitios afectados por incendio superficial (BISUP1 y BISUP2), presentan colapsamiento de agregados (Figura 5.4 b y 5.4 f); los bloques son de mayor tamaño, con respecto a sitios no afectados, principalmente en el primer centímetro de profundidad y disminuyen en un 20% los poros tipo fisura entre agregados, pero se incrementan los poros subsféricos dentro de agregados.

El Andosol háplico, afectado por incendio de copa moderado (BICMOD1) muestra abundancia de fragmentos de agregados (70  $\mu\text{m}$ ), rodeados de poros (Figura 5.4 c), por lo cual corresponde a una estructura esponjosa, durante los primeros 5 cm del suelo y, además, presenta abundantes residuos vegetales carbonizados. En tanto en el Andosol esquelético (BICMOD2) se aprecian agregados de mayor tamaño, en proceso de colapsar, de color oscuro, debido a un mayor grado de combustión, pero también presentan fragmentos de agregados, con un mayor espacio poroso entre ellos (Figura 5.4g).

En el Andosol háplico, afectado por incendio de copa severo (BICSEV), se aprecian agregados subangulares más oscuros, en el primer centímetro de suelo, y con poros subsféricos intragregados; en los siguientes dos centímetros de profundidad, predominan los microagregados rodeados de poros que originan una estructura esponjosa (Figura 5.4d).

Con respecto la distribución del tamaño de poros, el Cuadro 5.2 muestra que en el Andosol háplico, los sitios afectados por incendio redujeron entre un 14% y 20% el porcentaje de los poros mayores a 500  $\mu\text{m}$ . La mayor reducción ocurrió en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1). También se registró un incremento del 10%, de los poros menores de 50  $\mu\text{m}$ , sólo en los sitios afectados por incendio de copa (BICMOD1 y BICSEV). Los poros de tamaño intermedio (50-500  $\mu\text{m}$ ) no mostraron diferencias entre sitios afectados y no afectados.

El Cuadro 5.3, muestra que en el Andosol esquelético, en BISUP2 se redujo en 10% el porcentaje de macroporos (> 500  $\mu\text{m}$ ); en tanto que BICMOD2 registró un incremento de 5%. El porcentaje de microporos se incrementó en un significativo 6% únicamente en BICMOD2 (Cuadro 5.3). No se detectaron diferencias significativas en el porcentaje de los poros de 50-500  $\mu\text{m}$  entre sitios afectados y no afectados.

*Efecto sobre las propiedades físicas e hídricas.* El Cuadro 5.2 muestra que en el Andosol háplico, sólo en el sitio afectado por incendio superficial (BISUP1), la porosidad total, la tasa

de infiltración y la conductividad hidráulica se redujeron significativamente en un 14%, 64% y un 90%, respectivamente, con respecto al BNA1. La densidad aparente se incrementó en BISUP1 y se redujo en BICMOD1 ( $0.81 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y  $0.52 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ , respectivamente), presentando diferencias significativas entre ellos, pero no con BNA1, ni con BICSEV que mostraron valores intermedios ( $0.65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  y  $0.72 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  respectivamente).

El porcentaje de humedad relativa no mostró diferencias significativas entre el BNA y los sitios afectados por incendios; sin embargo, en BICSEV se registró un incremento significativo, de 7%, con respecto a los menores valores en BISUP y BICMOD1.

El Cuadro 5.3 muestra que en el Andosol esquelético, el sitio afectado por incendio superficial (BISUP2) mostró una reducción significativa de la tasa de infiltración, en aproximadamente 65%. El porcentaje de humedad relativa mostró una reducción significativa en 6%, sólo en el sitio afectado por incendio de copa moderado. La DA y conductividad hidráulica no mostraron diferencias significativas, entre los sitios afectados y no afectado por incendio.

*Crecimiento de plantas en condiciones postincendio.* Las plantas de los sitios afectados por incendios de copa severo y moderado (BICSEV y BICMOD1), en Andosol háplico, registraron los mayores valores de altura ( $127.57 \pm 77.65$ ; y  $85.3 \pm 32.41$ , respectivamente (Figura 5.5), mayor tasa absoluta de crecimiento (TAC) ( $123.25 \pm 76.9$ ; y  $80.43 \pm 32.06$ ) (Figura 5.6), y mayor longevidad foliar (LF) (4 años y 3 años respectivamente), sin diferencia significativa entre ellos, pero sí con respecto a las obtenidas en las plantas del sitio postincendio superficial (BISUP1) (Altura=  $30.83 \pm 4.5$ ; TAC=  $27.6 \pm 5.7$ ; y LF=1 año) .

En Andosol esquelético, las plantas del sitio postincendio de copa moderado (BICMOD2) registraron una altura significativamente mayor con respecto a las de BISUP2 ( $63.63 \pm 66$ ;  $27.3 \pm 7.87$ , respectivamente) (Figura 5.5). La tasa absoluta de crecimiento (TAC), también fue significativamente mayor en BICMOD2 que en BISUP2 ( $60.6 \pm 17.29$ ;  $25 \pm 7.36$ , respectivamente) (Figura 5.6). La longevidad foliar de las plantas en el sitio postincendio de copa moderado fue de  $3 \pm 1$  año, mientras que en el sitio afectado por incendio superficial fue  $1 \pm 0.5$  años.

*Relación propiedades químicas del suelo- crecimiento de planta.* La longevidad foliar fue la variable más sensible a los cambios en las propiedades químicas en ambos tipos de suelo

(Cuadro 5.4). Sin embargo, las correlaciones positivas de la longevidad foliar con las variables químicas MO, CE, N total, P disponible,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiable en el Andosol háplico, resultaron ser negativas o no significativas en Andosol esquelético. Esto mismo ocurrió con las otras variables del crecimiento.

*Relación entre variables del crecimiento de planta -propiedades hídricas del suelo.* En Andosol háplico la longevidad foliar mostró correlación positiva con la porosidad total, abundancia de macroporos y conductividad hidráulica y negativa con la densidad aparente. En contraste la Altura y TAC, presentan correlación solo con alguna de ellas (Cuadro 5.5). El análisis de regresión múltiple, indica que las propiedades hídricas del suelo: conductividad hidráulica, densidad aparente y porosidad total, explican 94% de los resultados en longevidad foliar, con una significancia de 0.003 (Cuadro 5.6).

La longevidad foliar, en los sitios de Andosol esquelético, también mostró mayor correlación únicamente con la porosidad total, % de macroporos e infiltración (Cuadro 5.5). El análisis de regresión múltiple mostró que las variables más importantes son los porcentajes de porosidad total, de poros medianos y de poros chicos, ya que, explican el 85% de los resultados de la longevidad foliar y por lo tanto del desarrollo de la plantas (Cuadro 5.6).

## **Discusión**

*Propiedades del suelo en los bosques no afectados.* La presencia de agregados carbonizados, de halloysita y coesite y lueshite en las muestras de suelo de bosques no afectados, tanto en Andosol háplico como en Andosol esquelético, y la similitud de sus difractogramas, con las de muestras sometidas a 450°C y 600°C, indican que los suelos de estos bosques son afectados periódicamente por incendios en este intervalo de temperaturas. Monger y Kelly (2002) mencionan que a estas temperaturas se forma coesite, un polimorfo de cuarzo, en tanto White y Dixon (2002) señalan que los filosilicatos, a los que pertenece halloysita, reaccionan en este mismo intervalo térmico. Además, la presencia del mineral lueshite o niobato de sodio, también se forma por calentamiento de calcita a más de 450° C (Chakhmouradian y Mitchell, 1998). La calcita proviene de los desechos orgánicos y es constituyente de minerales presentes en la zona, en tanto el niobio es un constituyente adicional en varias rocas volcánicas (Chakhmouradian y Mitchell, 1998).

Los agregados en bloques subangulares, la alta porosidad total (49.6%), los mayores valores de infiltración ( $194 \text{ mm h}^{-1}$ ), conductividad hidráulica ( $0.0489 \text{ mm seg}^{-1}$ ) y porcentaje de humedad relativa del suelo (60%), se atribuyen al mayor contenido de MO, en Andosoles que favorecen una gran cantidad de enlaces órgano-minerales, la formación de agregados, la porosidad (Bigam *et al.*, 2002; Huang *et al.*, 2002), y una mayor retención de agua (Harsh *et al.*, 2002).

Las propiedades químicas del suelo: porcentaje de materia orgánica, N total,  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable y la CIC, son adecuados para el crecimiento de *Abies religiosa*, mientras que la CE, el pH, el P, y el  $\text{K}^{+}$ , se ubican en los niveles considerados como deficientes, al compararlos con los de López (1993). Sin embargo, no hubo supervivencia de plántulas, debido a factores externos como caída de ramas y el grueso espesor de la capa de hojarasca que ocasiona desecación, porque actúa como barrera tanto física, al obstruir que la radícula de la plántula alcance el suelo mineral (Simard *et al.*, 2003), y como barrera química, ya que emite sustancias autoalelopáticas (Jobidon, 1992), lo que inhiben la supervivencia de las plántulas.

*Efectos de los incendios superficiales.* La disminución de la abundancia relativa de halloysita, en Andosol háplico y en Andosol esquelético, la semejanza de sus difractogramas con las respectivas muestras sometidas a  $250^{\circ}\text{C}$ , indica que esta temperatura fue alcanzada en los sitios afectados por incendios superficiales, y ocasionan deshidratación de minerales que se vuelven menos reactivos. De acuerdo con White y Dixon (2002) las halloysitas de la forma 7°A, presentan agua en la intercapa cristalina, la cual pierden por deshidratación, lo que según Marcos *et al.* (2007) ocurre a temperaturas mayores de  $177^{\circ}\text{C}$ .

Los incendios superficiales también modifican la micromorfología, al ocasionar el colapso y unión de agregados, la cual se debe según Giovannini y Lucchesi (1997) a que el hierro, presente en los aluminosilicatos, favorece la fusión entre agregados. Lo anterior permite suponer que la fusión de agregados incrementa la DA, reduce la macroporosidad y el espacio poroso total y con ello también afecta las propiedades hídricas, por lo que se reduce la infiltración en 60%, lo que coincide con lo encontrado por Mallik *et al.* (1984). La conductividad hidráulica también disminuye significativamente, en el Andosol háplico; en Andosol esquelético no ocurrió así y se considera que la mayor presencia de fragmentos de

rocas en el suelo disminuyó el efecto cohesivo entre partículas, por lo que sus efectos se atenuaron. Poesen y Ingelmo-Sanchez (1992) y Descroix *et al.* (2001) también encontraron que las características de pedregosidad en la capa superficial del suelo influyen en el mantenimiento de las propiedades hídricas del suelo.

Las propiedades químicas, en ambos tipos de suelo, muestran un incremento del pH, que se atribuye al incremento de  $K^+$  intercambiable,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$ , solubles, derivados del aporte de cenizas. El gran incremento de  $K^+$  ocurre por su liberación durante la transformación de minerales, ya que está presente en anortoclasa y en la parte intercambiable de biotita que libera  $K^+$  cuando ocurre oxidación (Thompson y Ukrainczyk, 2002). La disminución de N, coincide con lo registrado por Grier (1975) y Alauzis *et al.* (2004) y se atribuye a su volatilización a bajas temperaturas (200° C a 300° C), como han encontrado Marcos *et al.* (2007). En el Andosol háplico esta disminución significó, de acuerdo con los valores de la NOM- 021- RECNAT -2000, pasar de una clase alta a una clase baja (>0.8 a >de0.3%); mientras que para el Andosol esquelético esta disminución no modificó su categoría, la cual es de clase moderada.

La reducción de P disponible, se atribuye a que este elemento es soluble en  $CO_2$  y en éter, por lo que hubo pérdidas por su volatilidad. El  $CO_2$  es un producto de la combustión lenta y los compuestos tipo éter, un producto de la combustión incompleta de la MO, se han encontrado en estos sitios afectados por incendio superficial (Santander, 2004).

Los cationes en el Andosol esquelético no presentaron variación; sin embargo, el incremento en MO no coincide con la disminución de N y P, por lo que posiblemente los incrementos de N y P, se perdieron por escurrimientos, ya que esta ubicado en ladera con pendiente de 30%. Al respecto Hook y Burke (2000) y Seibert *et al.* (2007) han reconocido la importancia de la ubicación topográfica en las propiedades químicas del suelo, señalando que los sitios sobre pendientes, presentan pérdidas y acumulaciones variables.

Por otra parte, sólo la propiedad MOS y el  $Ca^{2+}$  soluble, en Andosol háplico y CIC, MOS, CE, N,  $Ca^{2+}$ , y CIC, en Andosol esquelético son adecuadas para el crecimiento de plantas de *A. religiosa* (López, 1993). Sin embargo, en ambos sitios afectados por incendio superficial, las plantas mostraron la menor altura, menor TAC, y la menor longevidad foliar, lo que sugiere que otros factores, como las propiedades hídricas, tienen mayor importancia.

Por lo anterior, el crecimiento deficiente y la menor longevidad foliar que presentaron las plantas se atribuye principalmente, a la disminución de las propiedades hídricas, tales como el porcentaje de poros medianos y macroporos, así como a la disminución de la conductividad hidráulica e infiltración, lo que influye en la disponibilidad de agua y aire. Según Pagliai *et al.* (1987) este tipo de poros así como la porosidad total, son importantes para el desarrollo de raíces, para el intercambio gaseoso y para la disponibilidad de agua para las plantas. Esto es importante debido a que *Abies religiosa* se desarrolla en climas con alta humedad ambiental (Rzedowski 1978). Además, Brick (1979) y Bronnum (2005) han encontrado que las plántulas del género *Abies* son muy sensibles al déficit de humedad del suelo y no pueden resistir más de 10 horas de desecación parcial del suelo, por lo tanto los incendios superficiales generan condiciones inadecuadas para la supervivencia de las plántulas y el repoblamiento natural del bosque de *A. religiosa*.

*Efectos de los incendios de copa moderado.* El incremento en la abundancia de coesite y polimorfos de cuarzo (cuarzo  $\alpha$  y ópalo biogénico), en ambos tipos de suelo, así como su semejanza con los difractogramas de muestras sometidas a 450 y 600°C, indican que este tipo de incendios alcanzan este intervalo. Megaw (1970) encontró una relación entre el mineral coesite con la sanidina y otros feldespatos, lo que explica que la variación de anortoclasa y coesite están relacionados. Además, la variación en el cuarzo y polimorfos como coesite y ópalo (3.1°A), se atribuyen a que son inestables y al parecer cambian a estas temperaturas y vuelven a ser estables a temperaturas mayores. Por otra parte Harsh *et al.* (2002) mencionan que el alofano puede formarse a partir de anortoclasa, si el pH es mayor de 4.5, de esta forma existe una relación anortoclasa-cuarzo-alofano que es alterada por la temperatura a 250°C aproximadamente y vuelve a sus condiciones originales por encima de 450°C.

Este tipo de incendios modifica la micromorfología, porque la abundancia de fragmentos de agregados y su distribución, permite suponer que a estas temperaturas, el aire atrapado en los poros dentro de los macroagregados causó microexplosiones y los fragmentó. Se incrementó el espacio poroso total a 46%, en el Andosol húmico y a 56% en el Andosol esquelético, generando las microestructuras granular subangular de tipo esponjoso, la cual se ha encontrado en otros Andosoles (Stoops, 2007). En este tipo de incendio la porosidad presenta valores similares del bosque no afectado.

Si bien este tipo de incendios ocasionó abundancia de microagregados, también mantuvo los poros medianos e incremento los microporos. En Andosol esquelético el incremento de macroporos se atribuye a que el intemperismo térmico, fracturó aún más los fragmentos rocosos. Por lo anterior, este tipo de incendios puede recuperar o incrementar significativamente el espacio poroso, lo que explica la recuperación de la DA, y las propiedades hídricas como la conductividad hidráulica y la infiltración, a valores obtenidos en el bosque no afectado. Este resultado podría explicar porque algunos estudios (Parks y Kundy, 1989), no encontraron diferencias en las propiedades hídricas en sitios afectados por incendios.

El incremento de la infiltración, la conductividad hidráulica y la retención de humedad a niveles similares a los del bosque no afectado, posiblemente también ocurrieron por la destrucción de compuestos hidrófobos. La ausencia de sustancias hidrófobas ha sido referida para estos sitios por Santander (2004), también Doerr *et al.* (2006), encontraron que a mayor intensidad de incendios, menor repelencia y mayor destrucción de sustancias hidrófobas.

Este tipo de incendio incrementó el pH,  $K^+$  intercambiable,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  y  $Mg^{2+}$  solubles en ambos suelos. El incremento de pH se atribuye al incremento de cationes solubles, los cuales fueron adicionados por las cenizas de combustión de material orgánico, y del desprendimiento de cationes, ocasionadas por la transformación de anortita, debido al incremento térmico.

El incremento de MO, en Andosol háplico, ocurre porque las pendientes son suaves (10%), y permiten acumulación de material parcialmente quemado, así como a la formación de materia orgánica secundaria. De acuerdo con Buurman *et al.* (2007) la materia orgánica vegetal generalmente se degrada por incendios y es rápidamente sustituida por la MO producida por una gran actividad microbiana. En estos sitios Ikkonen *et al.* (2004) encontraron una mayor actividad microbiana. En tanto la disminución de MO, en Andosol esquelético, se asocia a pérdidas por escurrimientos, debido a que se ubica sobre mayor pendiente.

El N, en el Andosol háplico, parece estar en proceso de recuperación debido posiblemente a la actividad microbiana, aunque no se descarta lo registrado por Buurman *et al.* (2007) quienes encontraron incrementos de N debido a compuestos nitrogenados producto de la pirólisis de la quitina de hongos, artrópodos y nematodos, y de productos vegetales, como la piridina, pirroles, indoles e imidazoles. Giovannini y Luchesi (1997) también encontraron

incrementos de N después de someter suelo a altas temperaturas e igualmente consideran que es debido a la formación de compuestos cíclicos nitrogenados. Es interesante señalar que el origen de los compuestos de nitrógeno en el suelo es un proceso poco estudiado y comprendido. El N, en Andosol esquelético, presenta una fuerte disminución, y su recuperación posiblemente se ve afectada por las pérdidas por escurrimientos.

El incremento de P disponible, en Andosol háplico, se atribuye a su liberación por el material vegetal calcinado, aunado a la inactividad enzimática y a un incremento de pH. DeBano *et al.* (1998) encontraron que el incendio inactiva a la *fosfatasa* por encima de temperaturas de 180° C; además, sí el pH se incrementa (por la alcalinización que ocurre), el P disponible no es aprovechable y se acumula. Incrementos de P también fueron referidos por Giovannini y Lucchesi (1997). El P en el sitio Andosol esquelético, disminuye debido a que la pendiente ha favorecido los escurrimientos de cenizas.

Los valores de MO, CE, N, P, Ca<sup>2+</sup>, intercambiable, en Andosol háplico y MO y Ca<sup>2+</sup> intercambiable en Andosol esquelético, son óptimos para el crecimiento de *A. religiosa*, según López (1993); sin embargo, en ambos suelos las plantas presentan altas tasas de crecimiento, lo que fortalece el hecho de que las propiedades hídricas juegan un papel importante en el crecimiento.

El mayor crecimiento y longevidad foliar de plántulas de *Abies religiosa*, en este tipo de incendios se atribuye a que en ambas zonas, se generó mayor espacio poroso, necesario para el intercambio de gases, crecimiento de raíces, el incremento de la infiltración y la conductividad hidráulica, propiedades que hacen que el agua esté disponible, aunado a la presencia de minerales que retienen la humedad, como alofano y amorfos del cuarzo y halloysita.

El buen desarrollo alcanzado por las plantas de *A. religiosa* en ambos tipos de suelo, a pesar de las diferencias en las propiedades químicas, indican que las determinaciones de intervalos de suficiencia nutrimental del suelo, debe considerar los requerimientos de espacio poroso, para satisfacer la demanda de agua y aire en el subsuelo.

Por otra parte, se debe destacar la posible función papel del mineral coesite, una variante del cuarzo (dioxido de Silicio), presente en ambas condiciones ya que Emadian y Newton (1989) mencionan que el dióxido de silicio, favorece la desorción del P, incrementa la elasticidad de la pared celular, al interactuar con pectinas y polifenoles de la pared y permite mayor crecimiento celular, aunado a que reduce la pérdida de agua por transpiración. También

mencionan que la adición del dióxido de silicio favoreció el crecimiento de *Pinus taeda* y existen reportes que también ha incrementado el crecimiento en otras especies, por lo que su ciclo biogeoquímico se ha estudiado (Watteau y Villemin, 2001).

Los resultados anteriores muestran que este tipo de incendios genera condiciones, en las propiedades hídricas de ambos tipos de suelo, para favorecer la supervivencia de plántulas y permitir el repoblamiento natural del bosque de *A. religiosa*.

*Efectos del incendio de copa severo.* La mineralogía de este sitio (BICSEV), con predominio de coesite y lueshite, y la semejanza con los difractogramas de muestras sometidas a 600°C, permiten suponer que esta es la temperatura máxima que se alcanza en el suelo. La similitud que muestra su difractograma, con respecto al bosque no afectado (BNA1), sobre todo por la señal de halloysita, refuerza la idea de que estos bosques son afectados por este tipo de incendios de manera periódica.

Las mayores temperaturas de este incendio, generaron una mayor disgregación y mayor abundancia de microagregados, ocasionando una estructura esponjosa. El proceso de disgregación es parecido al que ocurrió en el bosque afectado por incendio de copa moderado. Este tipo de rasgos han sido también reportados por Stoops (2007).

La abundancia de microagregados, permitió una mayor abundancia de poros entre partículas y, por lo tanto, también ocurrieron altos valores de infiltración, conductividad hidráulica y humedad relativa. Esta última incrementada por la presencia de imogolita y alofano, por lo que las propiedades hídricas tienden a retornar a los valores del bosque no afectado. Resultados similares en cuanto a infiltración, conductividad hidráulica y retención de humedad han sido encontrados por Parks y Cundy (1989), Rab (1996), Descroix *et al.* (2002) y González-Pelayo *et al.* (2006) después de incendios.

Con relación a los efectos sobre las propiedades químicas, el incendio de copa severo presentó los valores más altos en los contenidos de MO, debido a que al afectar en mayor grado a la vegetación, la acumulación de cenizas fue mayor, así como a un incremento en estructuras parcialmente quemadas y formación de MO secundaria.

En este sitio se registraron los mayores valores de pH, que fue de 5.85 y se atribuye a una mayor combustión de ácidos orgánicos (Marcos *et al.*, 2007) y al incremento de grupos

hidroxilo. En este sentido, Giovannini y Lucchesi, (1997) y DeBano *et al.* (1998) señalaron que cuando las temperaturas son mayores de a 460°C se liberan los grupos hidroxilo.

El alto valor de CIC total, se atribuye al incremento en la MO secundaria, en tanto el N presentó un menor valor posiblemente debido a que en estas temperaturas hubo mayor volatilización de este elemento.

Los valores de CE, P y  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable son parecidos al del bosque no afectado, lo que fortalece la idea de la recuperación o retorno a las condiciones originales. El P presenta menor concentración que en incendio de copa moderado, debido a que las mayores temperatura y, posiblemente, la mayor cantidad de  $\text{CO}_2$  producido por este tipo de incendio, liberaron mayor cantidad de P y fue rápidamente absorbido por las plantas. El incremento en  $\text{K}^+$  intercambiable, fue igualmente debido a su liberación tanto de plantas como de los minerales que constituyen el suelo como la anortoclasa.

En este sitio se registraron los valores menores de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiable,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  solubles, debido a que posiblemente fueron absorbidos por los vegetales o bien se lixiviaron por el incremento en el espacio poroso que favoreció su mayor infiltración.

En este tipo de incendio sólo los valores de MOS, N,  $\text{Ca}^{2+}$  intercambiable y CIC, se consideran optimas para el crecimiento de *A. religiosa*; mientras que los valores de pH, P,  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{2+}$  intercambiables se ubican como deficientes; no obstante las plantas de *A. religiosa* presentaron los mayores valores de altura, tasa de crecimiento (TAC) y la mayor longevidad foliar (130 cm y cuatro años respectivamente), por lo que nuevamente las propiedades hídricas muestran su gran importancia.

El mayor desarrollo y la mayor longevidad foliar, se atribuye a que el incendio de copa severo generó un mayor espacio poroso, presentó coesite y polimorfos de cuarzo, que favorece la disponibilidad del P el cual incrementa el crecimiento celular (Emadian y Newton 1989), lo que aunado a la estructura esponjosa del suelo, le permite una mayor retención de humedad, mayor infiltración y mayor conductividad hidráulica lo que en conjunto incrementa la disponibilidad de agua y nutrimentos.

Los resultados anteriores permiten explicar la naturaleza dual de los incendios, destructivos o constructivos. Desde esta perspectiva y para los requerimientos del bosque de *Abies religiosa*, los incendios superficiales pueden considerarse como destructivos y los incendio de copa moderado como constructivos. Los incendios de copa severos, pueden

considerarse como constructivos, cuando el área afectada presente arbolado cercano como fuente de semillas, sí la destruyó completamente puede ser ubicada como destructiva. Por otra parte en este estudio, el uso de análisis mineralógicos, micromorfológicos y su relación con las variables del crecimiento fueron de gran utilidad para detectar incendios anteriores, así como la evaluación de efectos de incendios sobre los bosques y su repoblación natural.

## **Conclusiones**

La presencia de fragmentos vegetales carbonizados, y de minerales cuya formación requiere elevadas temperaturas, en muestras de bosques no afectados, la semejanza de sus difractogramas con muestras sometidas a 450° y 600°C, fortalecen la aseveración de que los incendios de copa moderado y severa han ocurrido anteriormente, lo que fortalece la idea de que estos incendios forman parte de la dinámica de estos bosques.

Los incendios superficiales ocasionan deshidratación y menor reactividad de los minerales; además, los agregados colapsan y se unen generando agregados de mayor tamaño, lo que reduce significativamente la porosidad y la infiltración, tanto en Andosol háplico como en Andosol esquelético. La conductividad hidráulica también se reduce pero únicamente en Andosol háplico; mientras que esta reducción es atenuada por una mayor pedregosidad, en Andosol esquelético. La reducción de estos valores ocasiona un bajo crecimiento de plantas, y reduce la probabilidad de supervivencia de las plántulas, por lo que este tipo de incendios no favorece el repoblamiento natural del bosque, y puede considerarse como destructivo.

Los incendios superficiales constituyen cerca de 90% de los incendios en México, por lo que los resultados de este estudio sugieren que este tipo de incendios pueden reducir la posibilidad de repoblamiento natural o artificial así como la productividad y el servicio ambiental hidrológico de bosques de oyamel que se desarrollan sobre Andosoles. Los efectos de estos incendios deben estudiarse en bosques de otras especies.

Los incendios de copa, ocasionan desintegración de los agregados del suelo, incrementan la porosidad y las propiedades hídricas vuelven a ser similares con respecto al bosque no afectado, lo cual es un hallazgo importante ya que se ha señalado que los Andosoles pierden de manera irreversible estas propiedades. La recuperación de las propiedades mineralógicas e hídricas permite un mayor crecimiento y mayor longevidad foliar de las plantas y ofrece

mayores posibilidades de repoblamiento natural del bosque, sobre todo en incendios de copa moderado, los cuales pueden ser considerados como constructivos.

Los estudios mineralógicos y de propiedades hídricas de Andosoles deben realizarse en otros tipos de vegetación, ya que este tipo de suelos son representativos de la Faja Volcánica Transmexicana (García-Calderon *et al.*, 2007) donde se presentan de manera importante los bosques de coníferas.

### **Literatura citada**

- Alauzis M.V., Mazzarino M.J., Raffaele E. y Roselli L. 2004. Wildfires in NW Patagonia: long-term effects on a *Nothofagus* forest soil. *Forest Ecology and Management* 192:131-142.
- Amonnette J.E. 2000. Methods for determination of mineralogy and Environmental availability. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp 291-320. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin
- Bigham J.M., Fitzpatrick R.W. y Schulze D.G. 2002. Iron Oxides. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 323-366. Soil Science Society of America.
- Brick H. 1979. Effects of plant water stress on photosynthesis and survival of four conifers. *Canadian Journal of Forest Research* 9:160-165.
- Bronnum P. 2005. Preplanting indicators of survival and growth of desiccated *Abies procera* bareroot planting stock. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:36-40.
- Brooks S.M., Spencer, T.1997. Changing soil hydrology due to rain forest logging: an example from Sabah Malaysia. *Journal of Environmental Management* 49:297– 310.
- Bullok P., Federoff N., Jongerius A., Stoops G. y Tursina T. 1999. *Manual para la descripción de secciones delgadas de suelos*. (1ª ed. traducción al español). Programa de Edafología- Colegio de Postgraduados. México. 206 pp.
- Buurman P., Petersen F. y Almendros G. 2007. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol catena. *European Journal of Soil Science* 58:1330–1347.

- Chakhmouradian A.R. y Mitchell R.H. 1998. Lueshite, pyrochlore and monazite-(Ce) from apatite-dolomite carbonatite, Lesnaya Varaka complex, Kola Peninsula, Russia. *Mineralogical Magazine* 62:769-782.
- Davidson D. A., Bruneau P.M.C., Grieve I.C. y Young I.M. 2002. Impacts of fauna on and upland grassland soil as determined by micromorphological analysis. *Applied Soil Ecology* 20:133-143.
- DeBano L. 1989. Effects of fire on Chaparral soils in Arizona and California and postfire management implications. En: Berg N. Coord. *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*. USDA Forest Service Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station. General Technical Report PSW -109. pp. 55-62.
- DeBano L.F., Neary D.G. y Folliott P.F. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. Wiley & Sons. USA.
- Deng Y. y Dixon J. 2002. Soil organic matter and organic-mineral interactions. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 69-104. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Descroix L., Viramontes D., Vauclin M., González J.L. y Esteves M. 2001. Influence of soil surface features and vegetation on runoff and erosion in Western Sierra Madre (Durango, Northwest Mexico). *CATENA* 43:115-135.
- Descroix, L., González-Barríos J.L., Vandervaere J.V., Viramontes D. y Bollery A. 2002. An experimental analysis of hydrodynamic behaviour on soil hillslope in a subtropical mountainous environment (Western Sierra Madre, Mexico). *Journal of Hydrology* 266:1-4.
- Doerr S.H., Shakesby R.A., Blake W.H., Chafer C.J., Humphreys G.S. y Wallbrink P.J. 2006. Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological responses. *Journal of Hydrology* 319: 295-311.
- Emadian S.F. y Newton R.J. 1989. Growth Enhancement of Loblolly Pine (*Pinus taeda* L.) seedlings by silicon. *Journal of Plant Physiology* 34:98-103.
- Ferguson D. y Adams D. 1980. Response of Advance Grand Fir Regeneration to Overstory Removal in Northern Idaho. *Forest Science* 26: 537-545.
- Fox D.M., Bryan R.B., y Fox C.A. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. *Geoderma* 120:109-120.

- Galindo-Leal C., Franco I.S., Flores M.A, Lazcano C. y Cortés R. 1988. Plan de manejo del Parque Nacional El Chico. Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología. Delegación Hidalgo. México.
- García-Calderón N.E., Krasilnikov P., Valera M.A. y Torres-Trejo E. 2007. Suelos. En: Luna I., Morrone J.J. y Espinosa D. Eds. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*, pp. 73- 98. FES Zaragoza e Instituto de Biología-UNAM. México.
- Gimeno-García E., Andreu V. y Rubio J.L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorous, and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51:201-210.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-486.
- González-Pelayo O., Andreu V., Campo J., Gimeno-García E. y Rubio J.L. 2006. Hydrological properties of a Mediterranean soil burned with different fire intensities. *CATENA* 68: 186-193.
- Grier C.C. 1975. Wildfire effects on distribution and leaching in coniferous ecosystem. *Canadian Journal Forestry Research* 5:599-607.
- Harsh J., Chorever J. y Nizeyimana E. 2002. Allofane and Imogolite. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 291-320. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Hook P.B. y Burke I.C. 2000. Biogeochemistry in a shortgrass landscape: control by topography, soil texture, and microclimate. *Ecology* 81:2686–2703.
- Huang P.M., Wang M.K., Kampf N. y Schulze D.G. 2002. Aluminum hidroxides. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 261-289. Soil Science Society of America.
- Hunt R. 1990. *Basic growth analysis*. Unwin Hyman, London. UK.
- ICDD (2004). Mineral name search results. International Centre for Diffraction Data.
- Ikkonen, E., Angeles-Cervantes y N. E. García-Calderón. 2004. Producción de CO<sub>2</sub> en Andosoles afectados por incendios forestales en el parque nacional el Chico. *Terra Latinoamericana* 22:425-431.
- Imeson A.C., Verstraten J.M., van Mulligen E.J. y Sevin J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under mediterranean type forest. *CATENA* 19:345-361.

- Jobidon R. 1992. Allelopathy in Quebec forestry –case studies in natural and managed ecosystems. En Rizvi S.J. y Rizvi V. Eds. *Allelopathy. Basic and applied aspects*, pp. 341-356. Chapman R. Hall. London.
- Kasischke E. 2000. Processes influencing carbon cycling in the north american boreal forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 103-110, Springer- Verlag, New York.
- Kasischke E. y Stocks B. 2000. Introduction. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 1-5. Springer- Verlag, New York.
- Kohyama T. y Fujita N. 1981. Studies on the population *Abies* of Mt. Shimagare. I. Survivorship Curve. *Botanical Magazine Tokyo* 94: 55-68.
- Kutiel P. e Inbar M. 1993. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *CATENA* 20: 129-139.
- Landmann G.1995. Forest decline and air pollution effects in the French mountains: a synthesis. En: Landmann G. y Bonneau M. Eds. *Forest Decline and Atmospheric Deposition Effects in the French Mountains*. Springer-Verlag, Berlin.
- López L. M.A. 1993. Evaluación nutrimental de *Abies religiosa* en el Desierto de los Leones, D.F. Tesis Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México. México.102 pp.
- Mallik A.U., Gimingham C.H. y Rahman A.A. 1984. Ecological effects of heather burning: 1. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *Journal of Ecology* 72: 767-776.
- Marcos E., Tárrega R. y Luis E. 2007. Changes in a humic cambisol heated (100–500°C) under laboratory conditions: The significance of heating time. *Geoderma* 138:237–243.
- Megaw H. 1970. Structural relationship between coesite and feldspar. *Acta Crystallographics* B26:261-265.
- Mills A.J. y Fey M.V. 2004. Frequent fires intensify soil crusting:physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* 121:45-64.
- Misota C. y Van Reeuwijk P. 1989. *Clay mineralogy and chemistry of soil formed in volcanic material in diverse climatic regions*. Soil Monographs No. 2. International Soil Reference and Information Centre.

- Monger C.H. y Kelly E. 2002. Silica minerals. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 611-636. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Nakagawa T. e Ishiguro M. 1994. Hydraulic conductivity of an allophanic Andisol as affected by solution pH. *Journal of Environmental Quality* 23:208-210.
- Nilsson U. y Allen H.L. 2003. Short-and-long term effects of site preparation, fertilization and vegetation control on growth and stand development of planted loblolly pine. *Forest Ecology and Management* 175:367-377.
- Oleschko K. y Chapa J.R.1989. Structural dynamics of a mollic Andosol of Mexico under tillage. *Soil & Tillage Research* 15:25-40.
- Pagliai M., La Marca M. y Lucamante G. 1987. Changes in soil porosity in remolded soils treated with poultry manure. *Soil Science* 144:124-140.
- Parks D.S. y Cundy T.W. 1989. Soil hydraulic characteristics of a small Southwest Oregon Watershed following high intensity wildfire. En: Berg N. Coord. 1989. *Proceedings of the symposium on fire and watershed management*, pp. 63-67. USDA Forest Service Pacific Southwest Forest and Range Experimental Station. General Technical Report PSW -109.
- Pires L.F., Cooper M., Cássaro F.A.M., Reichardt K., Bacchi O.O., y Dias N.P. 2007. Micromorphological analysis to characterize structure modifications of soil samples submitted to wetting and drying cycles. *CATENA* 72:297-304.
- Poesen J. e Ingelmo-Sanchez F. 1992. Runnoff and sediment yield from topsoil with different porosity as affected by rocks fragments cover and position. *CATENA* 19:451-474.
- Poudel D.D. y West L.1999. Soil development and fertility characteristics of a volcanic slope in Mindanao, the Philippines. *Soil Science Society of American Journal* 63:1258-1273.
- Rab M.A. 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and flash burning in the *Eucalyptus regnans* forest of Southern Australia. *Forest Ecology and Management* 84: 159-176.
- Reynolds W.D. y Elrick D.E. 1985. *In situ* measurements of fiel-satured hydraulic conductivity, sorptivity, and the  $\alpha$ - parameter using the Guelph permameter. *Soil Science* 140:292-302.
- Rhoades C.C., Meier A.J. y Rebertus A.J.2004. Soil properties in fire-consumed log burnout openings in a Missouri oak savanna. *Forest Ecology and Management* 192:277-284.

- Rodríguez D., Rodríguez M. y Fernández F. 2002. *Educación e incendios forestales*. Ed. Mundiprensa. México.
- Roy V., Plamondon A.P. y Bernier P. 2004. Persistence of early growth of planted *Picea mariana* seedlings following clear-cutting and drainage and drainage in quebec wetlands. *Canadian Journal of Forest Research* 34:1157-1160.
- Rzedowski J. 1978. *La vegetación de México*. Ed. Limusa. México.
- Santander G.M. 2004. Caracterización de materia orgánica por espectroscopia de infrarrojo (FT-IR) y su relación con nitrógeno y fosforo en suelos post-incendio de un bosque de oyamel. Tesis Biología, FES Zaragoza UNAM, México. 111 pp.
- SAS. 1998. *SAS/STAT User Guide, V6*. Fourth Edition, Volume 2. SAS Institute Inc. Cary. North Carolina.
- Schulze D. 2002. An introduction to soil mineralogy. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 1-36. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin.
- Seibert J., Stendahl J. y Sørensen R. 2007. Topographical influences on soil properties in boreal forests. *Geoderma* 141:139-148.
- Shoji S., Nanzyo M. y Dalghren R. 1993. *Volcanic ash soil. Genesis, properties, and utilization*. Elsevier Science Pub. Amsterdam, the Netherlands.
- Shvidenko A.Z. y Nilsson S. 2000. Extent, distribution, and ecological role of fire in russian forest. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, climate change, and carbon cycling in the boreal forest*, pp. 132-150. Springer- Verlag, New York.
- Stoops G. 2007. Micromorphology in soils derived from volcanic ash in Europe. A review and synthesis. *European Journal of Soil Science* 58:356-377.
- Thompson M. y Ukrainczik L. 2002. Micac. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp 431-466. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin
- van der Salm C., Reinds G.J. y de Vries W. 2007. Water balances in intensively monitored forest ecosystems in Europe. *Environmental Pollution* 148:201-212.
- Van Reeuwijk L.P. 1999. *Procedures for Soil Analysis*, 4th ed. Tech. Pap., vol 9. ISRIC. Wageningen, Netherlands.

- Van Wagner C.E. 1983. Fire behavior in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*, pp. 65-80. John Wiley & Sons. New York.
- Vera M., Sierra M., Díez M., Sierra C., Martínez A., Martínez F.J. y Aguilar J. 2007. Deforestation and land use effects on micromorphological and fertility changes in acidic rainforest soil in Venezuelan Andes. *Soil & Tillage Research* 84:184-194.
- Wada K. 1989. Allophane and imogolite. En: Dixon J. B y Weed S. B. Eds. *Minerals in soil environments*, pp. 1051-1087. 2a ed. SSSA. Madison, Wisconsin.
- Watteau F. y Villemin G. 2001. Ultrastructural study of the biogeochemical cycle of silicon in the soil and litter of a temperate forest. *European Journal of Soil Science* 52:385-396.
- White G.N. y Dixon J.B. 2002. Kaolin – Serpentine Minerals. En: Dixon J. y Schulze D. Eds. *Soil Mineralogy with Environmental Applications*, pp. 389- 413. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin
- Ziegler A., Junjiro N., Roy S., Shoji N. y Abdul R.N. 2006. Impacts of logging disturbance on hillslope saturated hydraulic conductivity in a tropical forest in Peninsular Malaysia. *CATENA* 67:89–104.

Cuadro 5.1. Propiedades químicas de la capa superficial (0-5cm) de un Andosol háplico y de un Andosol esquelético, afectados por diferentes tipos de incendio, en el parque nacional El Chico, Hidalgo; y valores de referencia para el crecimiento de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham. , según López (1993).

Tipo de suelo y							Cationes Intercambiables					Cationes Solubles			
tipo de incendio	MOS (%)	CE dSm <sup>-1</sup>	Ph	N (%)	P (ppm)	Na	K	Ca	Mg	CIC	Na	K	Ca	Mg	
						(cmol <sub>(+)</sub> kg <sup>-1</sup> )					(ppm)				
Andosol háplico															
BNA*1	29.81	0.22	5.25	0.88	1.6	Tr	0.02	17.62	2.60	62.85	1.30	8.95	19.73	2.38	
BISUP1	24.27	0.13	5.75	0.31	0.38	Tr	0.16	10.15	1.24	53.25	7.04	23.81	23.32	3.68	
BICMOD1	38.52 40.24	0.13	5.75	0.71	3.88	Tr	0.10	20.42	2.48	50.00	2.77	31.48	35.03	3.34	
BICSEV		0.26	5.85	0.58	1.70	Tr	0.12	16.79	1.96	83.65	2.40	20.94	19.31	1.38	
Andosol esquelético															
BNA2	27.32	0.19	5.3	0.77	3.66	Tr	0.01	16.68	3.16	48.25	4.60	10.41	10.47	4.88	
BISUP2	31.31	0.13	5.69	0.66	2.63	Tr	0.01	16.41	3.24	47.6	4.60	9.69	15.24	3.26	
BICOMOD2	19.98	0.11	5.55	0.31	0.95	Tr	0.11	13.55	2.13	54.04	4.35	26.69	23.18	3.65	
REFERENTES:															
Óptimos	<b>8.01</b>	<b>0.13</b>	<b>6.43</b>	<b>0.40</b>	3.38		0.82	11.1	1.62	<b>29.06</b>					
Deficientes	4.64	0.20	6.24	0.23	3.78		0.55	7.27	1.88	22.74					

\*BNA= Bosque no afectado; BISUP= incendio superficial; BICMOD=incendio de copa moderado; BICSEV=incendio de copa severo.

Cuadro 5.2. Propiedades hídricas y densidad aparente (DA), de un Andosol háplico (medias  $\pm$ DE), afectado por incendios de diferente intensidad, bajo bosques de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., en el parque nacional El Chico. El valor medio de infiltración se obtuvo de 20 registros.

Sitio	Porosidad total	Distribución del tamaño de poros ( $\mu\text{m}$ )			<i>n</i>	Infiltración $\text{mm h}^{-1}$	Conductividad hidráulica ( <i>K</i> /s) $\text{mm seg}^{-1}$	Humedad relativa %	<i>n</i>	DA $\text{g cm}^{-3}$
		< 50 %	50-500 %	>500 %						
BNA*1	49.60 <sup>a**</sup> (8.01)	6.91 <sup>a</sup> (2.84)	10.49 <sup>a</sup> (5.22)	31.74 <sup>a</sup> (11.31)	15	194.28 <sup>a</sup> (134.87)	0.0489 <sup>a</sup> (0.037)	60.12 <sup>ac</sup> (6.23)	16	0.65 <sup>ab</sup> (0.09)
BISUP1	35.08 <sup>b</sup> (9.49)	11.42 <sup>ab</sup> (4.89)	11.20 <sup>a</sup> (4.94)	11.88 <sup>b</sup> (8.92)	25	71.52 <sup>b</sup> (51.86)	0.00005 <sup>b</sup> (0.001)	56.68 <sup>a</sup> (6.14)	19	0.81 <sup>b</sup> (0.02)
BICMOD1	46.11 <sup>a</sup> (9.80)	15.95 <sup>b</sup> (6.48)	11.58 <sup>a</sup> (8.19)	18.57 <sup>b</sup> (12.31)	18	168.28 <sup>a</sup> (93.54)	0.005512 <sup>a</sup> (0.0054)	57.35 <sup>a</sup> (5.2)	16	0.52 <sup>a</sup> (0.08)
BICSEV1	43.73 <sup>a</sup> (8.36)	15.16 <sup>b</sup> (10.78)	9.61 <sup>a</sup> (5.26)	19.17 <sup>b</sup> (11.14)	26	136.05 <sup>a</sup> (78.55)	0.02069 <sup>a</sup> (0.0007)	64.07 <sup>c</sup> (6.21)	16	0.72 <sup>ab</sup> (0.11)

\*BNA= Bosque no afectado; BISUP= incendio superficial; BICMOD=incendio de copa moderado; BICSEV=incendio de copa severo

\*\* letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas, con una prueba de Tukey a un nivel de 0.05.

Cuadro 5.3. Propiedades hídricas y densidad aparente (DA), de un Andosol esquelético (medias  $\pm$ DE), afectado por incendios de diferente intensidad, bajo bosques de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., del parque nacional El Chico, Hidalgo. El valor medio de infiltración se obtuvo de 20 registros.

Sitio	Porosidad total	Distribución del tamaño de poros ( $\mu\text{m}$ )			n	Infiltración	Conductividad hidráulica	Humedad relativa	n	DA
		< 50	50-500	>500						
		%				$\text{mm h}^{-1}$	$\text{mm seg}^{-1}$	%		$\text{g cm}^{-3}$
BNA*2	45.26 <sup>a**</sup> (7.69)	8.84 <sup>a</sup> (3.43)	10.90 <sup>a</sup> (4.08)	25.51 <sup>ac</sup> (5.61)	9	173.55 <sup>a</sup> (143.25)	0.05555 <sup>a</sup> (0.024)	44.5 <sup>a</sup> (11.01)	16	0.64 <sup>a</sup> (0.11)
BISUP2	37.85 <sup>a</sup> (9.97)	10.71 <sup>ab</sup> (5.13)	12 <sup>a</sup> (5.26)	15.14 <sup>ba</sup> (11.89)	10	59.82 <sup>b</sup> (39.15)	0.03831 <sup>a</sup> (0.015)	47.28 <sup>a</sup> (11.48)	21	0.67 <sup>a</sup> (0.05)
BICMOD2	56.01 <sup>b</sup> (9.03)	14.95 <sup>b</sup> (5.06)	10.85 <sup>a</sup> (7.32)	30.19 <sup>c</sup> (12.98)	15	126.37 <sup>a</sup> (64.4 <sup>l</sup> )	0.03912 <sup>a</sup> (0.012)	38.86 <sup>b</sup> (9.75)	22	0.62 <sup>a</sup> (0.12)

\*BNA= Bosque no afectado; BISUP= incendio superficial; BICMOD=incendio de copa moderado; BICSEV=incendio de copa severo

\*\* letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas a un nivel de 0.05.

Cuadro 5.4. Coeficientes de correlación de Pearson, entre las variables del crecimiento de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., y las variables químicas de Andosol háplico y Andosol esquelético, afectados por incendios de diferente intensidad, en el parque nacional El Chico, Hidalgo.

Variables	Altura Total		Tasa Absoluta de Crecimiento		Longevidad Foliar	
	A. háplico	A. esquelético	A. háplico	A. esquelético	A. háplico	A. esquelético
	Tipo de suelo					
Materia Orgánica	0.71 (0.0001)	-0.82 (0.0001)	0.87(<0.0001)	-0.74(0.0008)	0.97(0.0001)	-0.99 (0.0001)
CE	0.67 (0.005)	-0.64 (0.007)	0.61 (0.001)	-0.64 (0.006)	0.61 (0.001)	-0.92 (0.001)
pH	ns*	-0.61 (0.01)	ns	-0.62 (0.01)	NS	-0.90(0.0001)
Nitrógeno total	ns	ns	0.51(0.01)	-0.51 (0.03)	0.62 (0.001)	-0.80 (0.0002)
Fósforo disponible	ns	-0.57 (0.01)	ns	-0.59 (0.014)	0.59 (0.002)	-0.87 (0.0001)
CIC	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Cationes intercambiables						
Potasio (K <sup>+</sup> )	-0.61 (0.001)	0.81 (0.001)	-0.78 (0.001)	0.67 (0.01)	-0.87 (0.0001)	0.96 (<0.0001)
Calcio (Ca <sup>++</sup> )	0.52 (0.01)	ns	0.64 (0.0009)	ns	0.78 (0.0001)	ns
Magnesio (Mg <sup>++</sup> )	0.501 (0.01)	ns	0.60 (0.002)	ns	0.76 (0.0001)	-0.56 (0.02)
Cationes solubles						
Sodio (Na <sup>+</sup> )	-0.55 (0.005)	ns	-0.75 (<0.0001)	ns	-0.72 (0.0001)	ns
Potasio (K <sup>+</sup> )	ns	0.85 (0.0001)	ns	0.69 (0.002)	ns	0.83 (0.0001)
Calcio (Ca <sup>++</sup> )	ns	0.68 (0.003)	ns	0.66 (0.004)	ns	0.83 (0.0001)
Magnesio (Mg <sup>++</sup> )	-0.53 (0.008)	ns	-0.51 (0.019)	ns	-0.54(0.006)	ns

CE= Conductividad eléctrica.; CIC= Capacidad de intercambio catiónico.

\*ns= no significativo

Cuadro 5.5. Coeficientes de correlación de Pearson de las variables del crecimiento de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., con las propiedades hídricas de un Andosol háplico y un Andosol esquelético, afectado por incendios de diferente intensidad, en bosques del parque nacional El Chico, Hidalgo.

	Altura Total		Tasa Absoluta de Crecimiento		Longevidad Foliar	
	A. háplico	A. esquelético	A. háplico	A. esquelético	A. háplico	A. esquelético
Porosidad Total	Ns	ns	ns	ns	0.54 (0.006)	0.711 (0.002)
Poros chicos (<50 µm)	Ns	ns	ns	ns	ns	ns
Poros medianos (50-500 µm)	Ns	ns	ns	Ns	ns	ns
Poros grandes (>500 µm)	0.45 (0.029)	ns	ns	Ns	0.517 (0.01)	0.640(0.007)
Conductividad hidráulica	0.74 (<0.0001)	ns	0.73 (0.0001)	Ns	0.74 (0.0001)	ns
Infiltración	Ns	0.53 (0.03)	ns	Ns	ns	0.563 (0.02)
Humedad relativa	Ns	ns	ns	Ns	ns	ns
Densidad aparente	-0.43 (0.03)	-0.556 (0.02)	-0.55 (0.006)	Ns	-0.72(0.0001)	ns

ns= no significativa

Cuadro 5.6. Regresión múltiple de la longevidad foliar de plántulas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., con las variables hídricas de dos tipos de Andosoles, en el parque nacional El Chico, Hidalgo.

Tipo de suelo	Variable dependiente	Variable del modelo	Coeficientes		
Andosol háplico	Longevidad foliar	Intercepto	3.679762		
		Conductividad hidráulica	91.60856		
		Densidad aparente	-5.32968		
		Porosidad Total (%)	0.05554		
			$R^2 = 0.9561$	F=98.01	Pr<0.0001
Andosol esquelético	Longevidad foliar	Intercepto	-2.35154		
		Porosidad Total	0.09954		
		Poros medianos	0.09847		
		Poros Chicos	0.08040		
			$R^2 = 0.8574$	F=24.06	Pr<0.0001



Figura 5.1. Longevidad foliar en muestras de plantas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham.: a) hojas con duración promedio de un año y b) con duración de tres años. Los verticilos se forman anualmente.

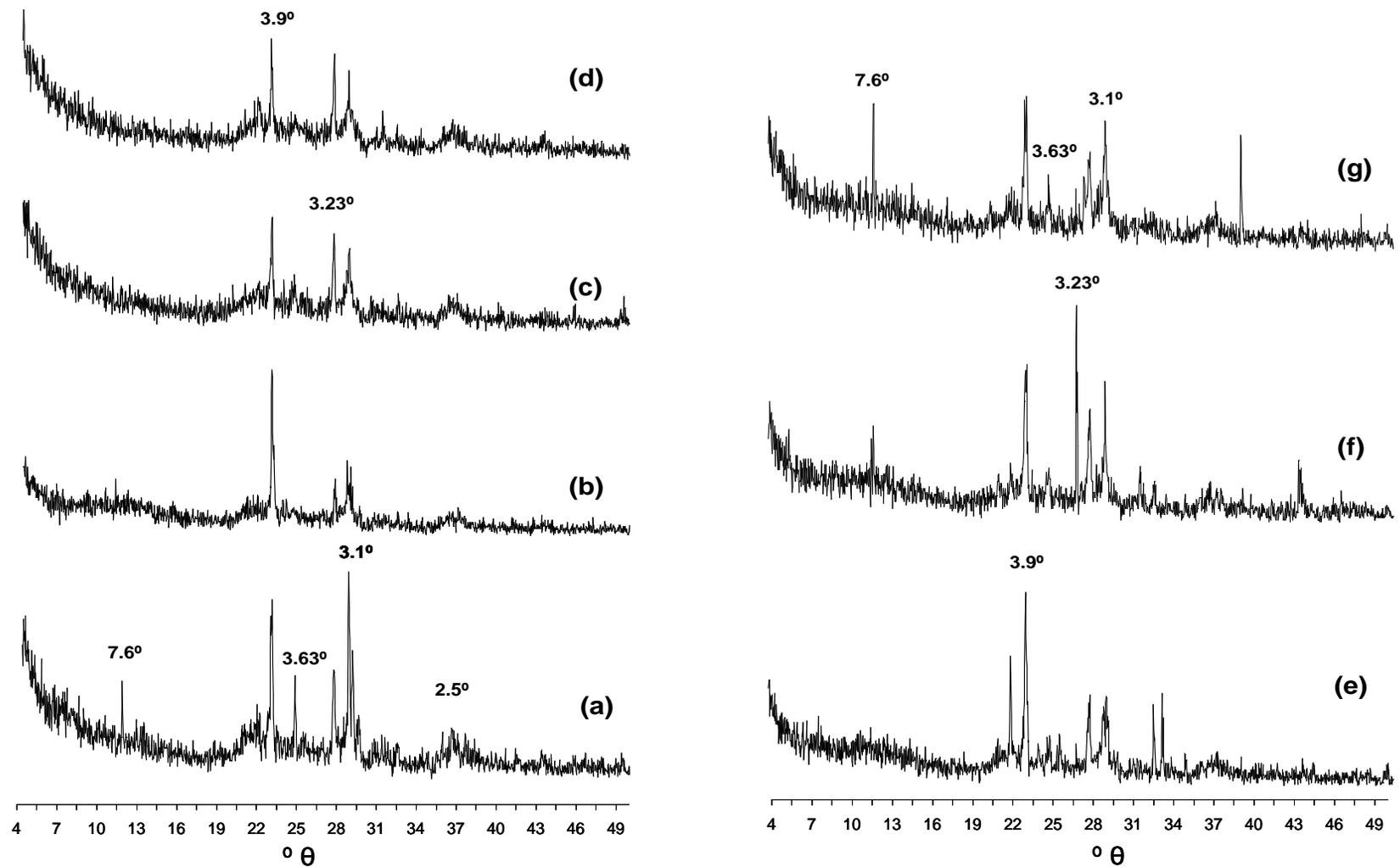


Figura 5.2. Patrones de difracción en Rayos X, de un Andosol háplico, en sitios de bosques de oyamel, afectados y no afectados por incendios de diferente intensidad, así como de muestras sometidas a diferente temperatura: (a) = bosque no afectado; (b)= afectado por incendio superficial; (c)= afectado por incendio de copa moderado; (d) = afectado por incendio severo; (e)= sometido a 250° C; (f)= sometido a 450° C y (g) = sometido a 600° C.

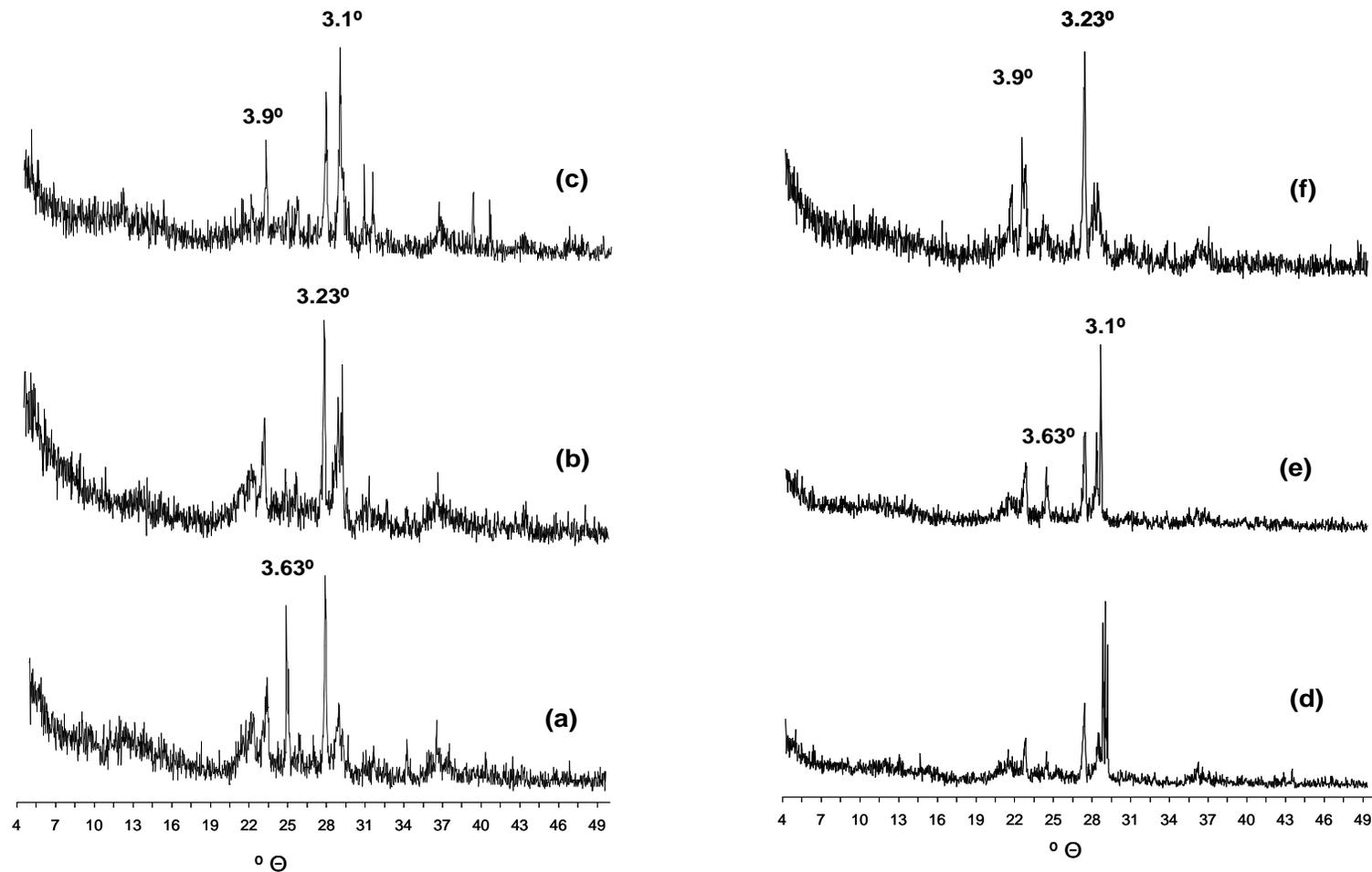


Figura 5.3. Patrones de difracción en Rayos X, de un Andosol esquelético, en sitios de oyamel, afectados y no afectados por incendios diferente intensidad, así como de muestras sometidas a diferente temperatura: (a) = bosque no afectado; (b)= afectado por incendio superficial; (c)= afectado por incendio de copa moderado; (d) = sometido a 250° C; (e)= sometido a 450° C y (f) = sometido a 600° C.

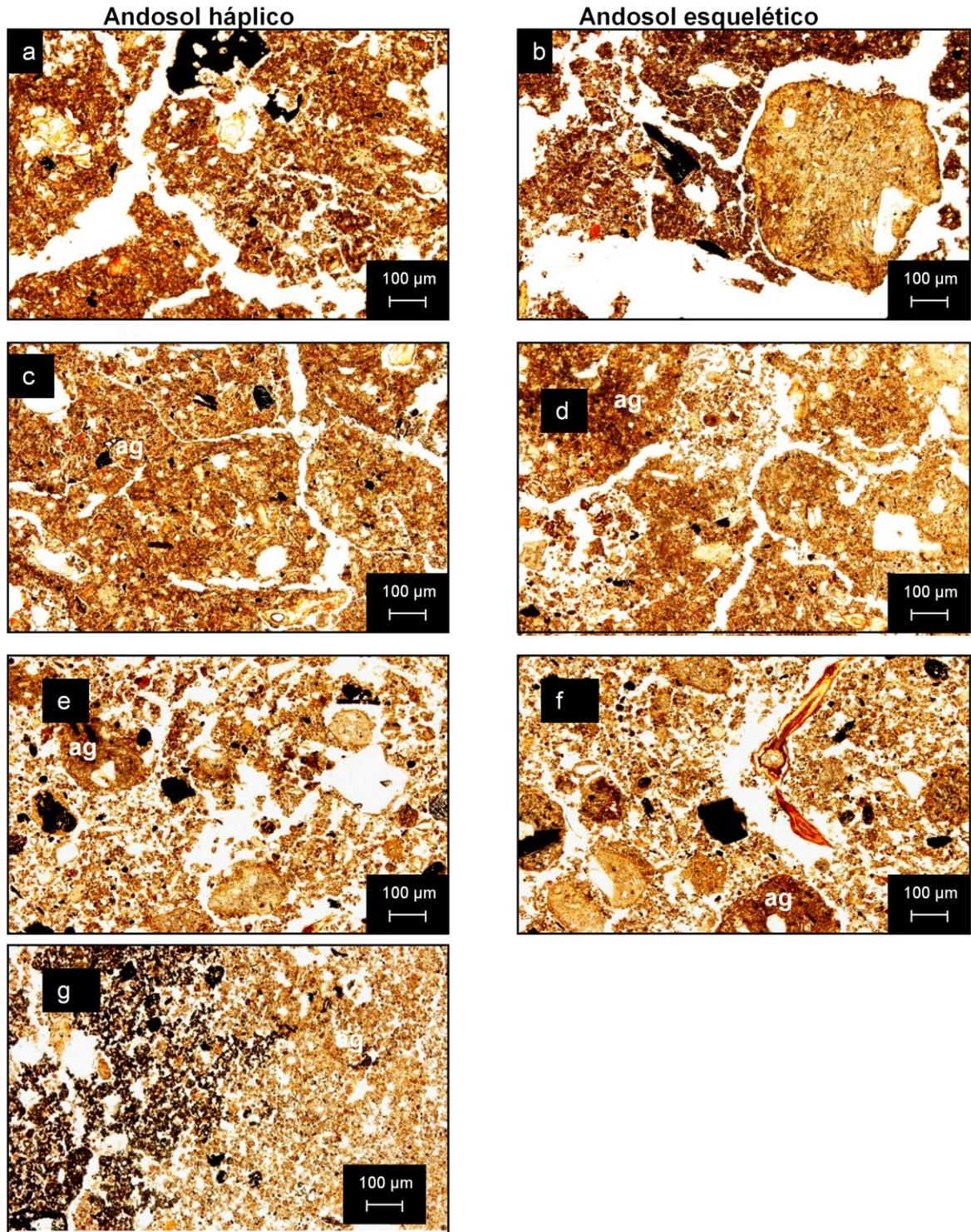


Figura 5.4. Fotomicrografías de las secciones delgadas de Andosol háplico y A. esquelético, mostrando los cambios en la micromorfología de los agregados (ag) y espacio poroso (espacio en blanco), en sitios no afectados (a y b); y afectados por incendios de tipo: superficial (c y d); de copa moderado (e y f); y de copa severo (g). Las partículas negras son fragmentos de material carbonizado.

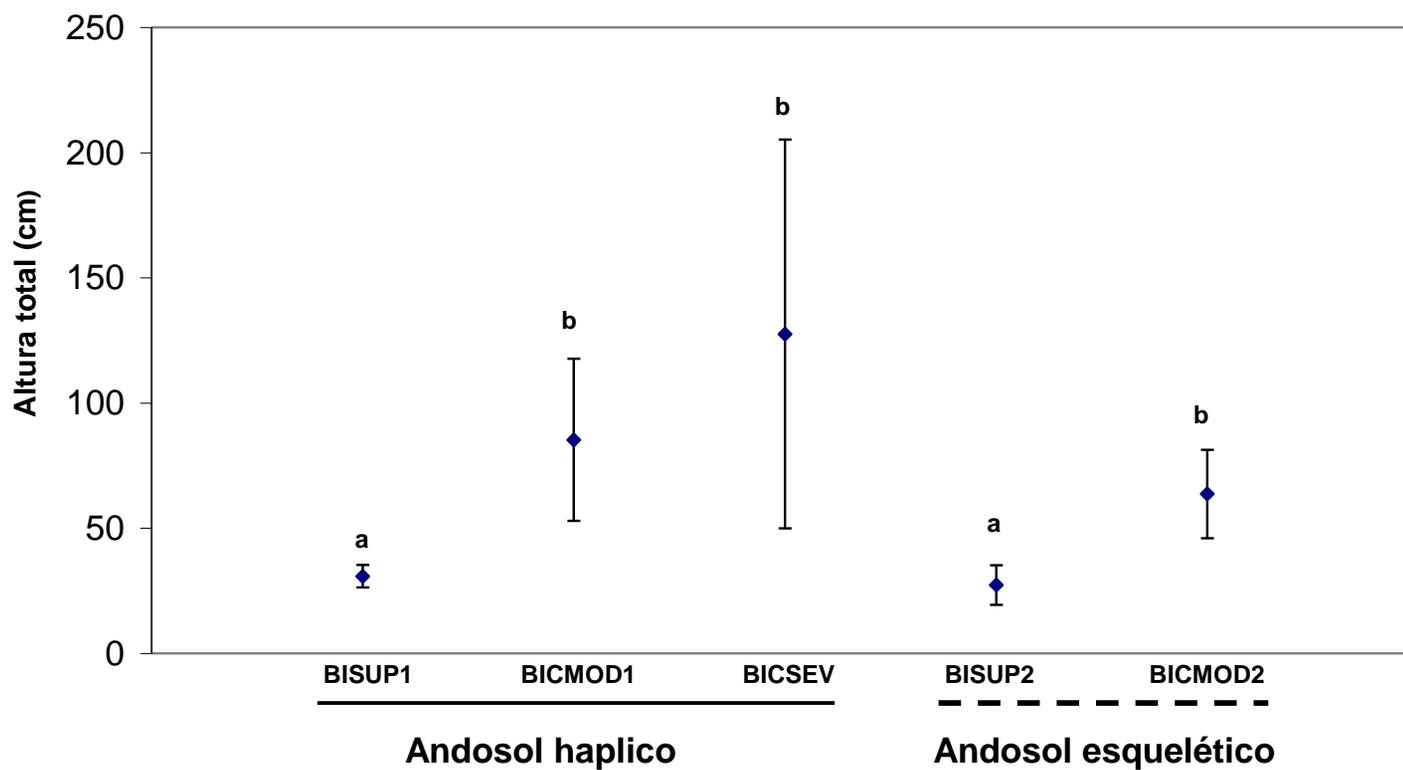


Figura 5.5. Altura total media de una cohorte de plantas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham., desarrolladas (1998-2006) en dos tipos de suelo, afectados por incendios de diferente intensidad: BISUP= afectado por incendio superficial; BICMOD= afectado por incendio de copa moderado; BICSEV= afectado por incendio de copa severo. Las líneas verticales indican la desviación estándar. Letras diferentes sobre la línea indican diferencias significativas, a un nivel de significancia de 0.05, en un mismo tipo de suelo.

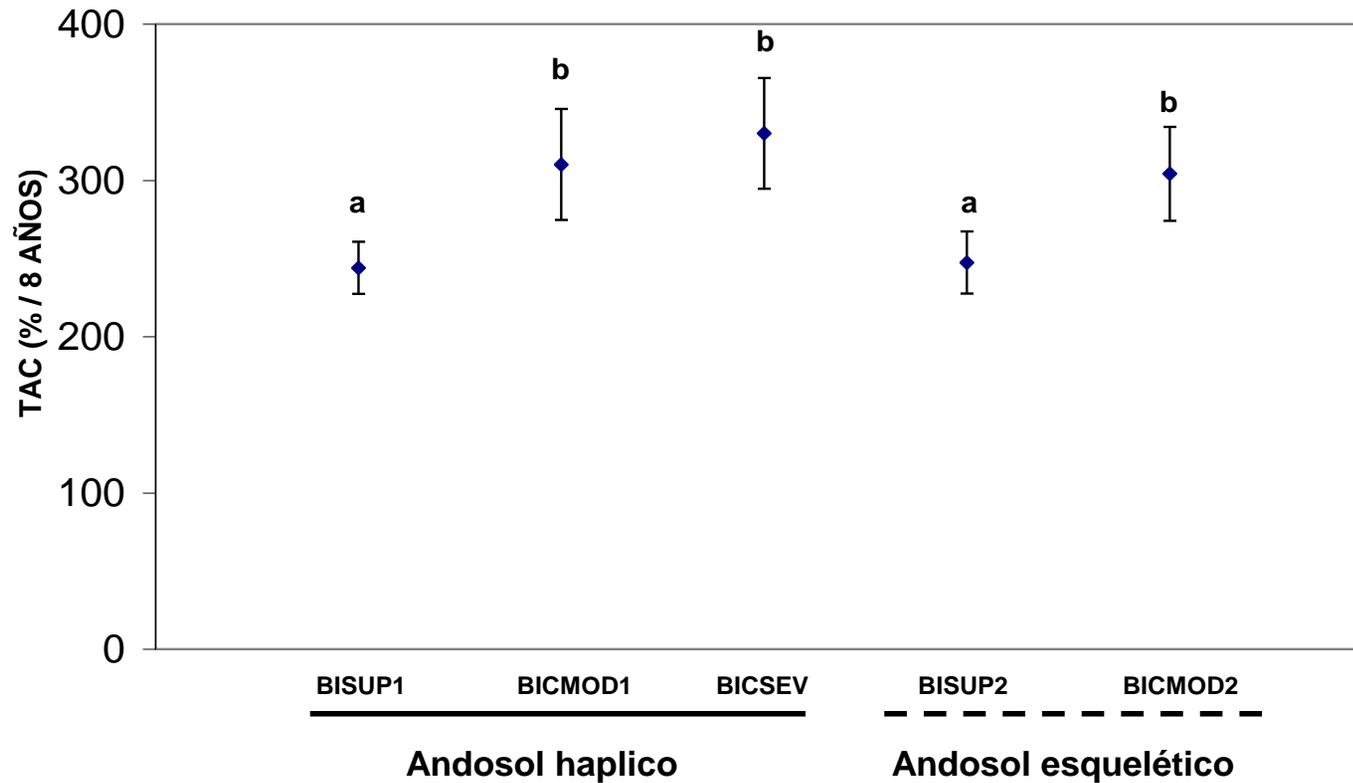


Figura 5.6. Tasa absoluta de crecimiento (TAC), de una cohorte de plantas de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schlecht. & Cham. desarrolladas (1998-2006) en dos tipos de suelo, afectados por incendios de diferente intensidad: BISUP= afectado por incendio superficial; BICMOD= afectado por incendio de copa moderado; BICSEV= afectado por incendio de copa severo. Las líneas verticales indican la desviación estándar. Letras diferentes sobre la línea indican diferencias significativas, a un nivel de significancia de 0.05 entre sitios, con un mismo tipo de suelo.

**CAPITULO 6**

**CONCLUSIONES GENERALES**

Los efectos ecológicos de los incendios en los bosques de oyamel efectivamente presentan una naturaleza dual, esto es hay incendios que favorecen la repoblación natural del bosque y aquellos que no lo favorecen, lo que depende de su severidad. Según Van Wegner (1988) y Wang (2002) la severidad de los incendios es la de mayor efecto ecológico; en el presente estudio, los efectos más importantes ocurrieron sobre las propiedades mineralógicas e hídricas del suelo.

En los bosques maduros de oyamel la alta densidad de plántulas que germinan sobre la gruesa capa de musgo y hojarasca, durante la época de lluvias, no constituye una garantía del repoblamiento natural, ya que los árboles tiran ramas, que dañan y ocasionan mortalidad de plántulas. La importancia del daño físico, se ha señalado por Clark y Clark (1989). Las plántulas supervivientes, cuyas raíces no alcanzan el suelo, mueren por déficit hídrico, a lo cual las plántulas son sensibles (Brick, 1976; Bronnum, 2005).

La nula supervivencia de plántulas indica que estos bosques presentan problemas para su restablecimiento y la presencia de disturbios parece ser necesaria. Los vestigios en el suelo de residuos carbonizados y la presencia de minerales cuya formación ocurre a temperaturas entre 400°- 600°C, detectados en el análisis mineralógico, son evidencias de que los incendios de copa han ocurrido con anterioridad en estos bosques y forman parte de su dinámica.

Un disturbio ocasionado por un incendio tipo superficial, no elimina el factor de mortalidad caída de ramas; elimina la capa de hojarasca por combustión, a temperaturas de aproximadamente 250°C, y ocasiona la remoción del agua higroscópica del suelo, así como grupos OH (Giovannini y Lucchesi, 1997) y en general ocasiona la deshidratación de minerales.

El cambio en la estructura de los minerales que favorecen la retención de humedad (los aluminosilicatos: alofano e imogolita), los que favorecen la agregación y porosidad del suelo (hidróxidos de Hierro: goethita; y los hidróxidos de aluminio: gibbsita); y la fusión entre agregados, por el hierro presente en los aluminosilicatos, ocasiona disminución de la capacidad de hidratación del suelo, al igual que la macroporosidad, lo que reduce la infiltración y conductividad hidráulica, así como la capacidad del suelo para tener espacio para las raíces y agua disponible para el crecimiento vegetal.

Las plántulas supervivientes bajo déficit hídrico presentan menor crecimiento, menor longevidad foliar y son más sensibles al daño por hongos. Al respecto se ha mencionado que un déficit hídrico en plántulas, las hace más sensibles al ataque de hongos (Parker, 1961; Girson y Salinas, 1985). En los sitios afectados por incendio superficial, la supervivencia fue mínima y el vigor de las plántulas fue bajo, con una longevidad foliar de un año, lo que aunado a su baja tasa de crecimiento, no garantiza el repoblamiento adecuado del bosque de oyamel

Además, la disminución del espacio poroso, genera escurrimientos en zonas con pendiente, lo que genera otro factor de mortalidad de plántulas por enterramiento, debido a deslizamientos de suelo, cuando las lluvias son abundantes y los sitios están sobre pendientes

Los efectos de los incendios superficiales sobre la micromorfología del suelo son más importantes que sobre las propiedades químicas, ya que aun cuando hay nutrientes, estos no son aprovechables, debido a la baja disponibilidad de agua así como a la disminución de espacios para el crecimiento; al no haber interconexión de poros, el intercambio gaseoso y los procesos metabólicos disminuyen. Los efectos de estos incendios alcanzan la actividad de microorganismos. Al respecto Ikkonen *et al.* (2004) detectaron una baja actividad microbiana en estos sitios, lo que indica que sus efectos ocurren a varios niveles de organización.

La significancia de lo anterior tiene relevancia debido a que, aproximadamente 90% de los incendios son superficiales, por lo que posiblemente ha sido un factor que influye en la disminución de la productividad forestal. Por lo anterior y desde la perspectiva ecológica los incendios superficiales, para los bosques de oyamel pueden catalogarse como destructivos o nocivos para este bosque, ya que al limitar la humedad en el suelo es altamente probable que las plántulas no sobrevivan y el arbolado adulto experimente déficit hídrico, lo que ocasionará una disminución en la producción de conos, afectando su reproducción y el repoblamiento natural, y en el caso extremo puede conducir a la mortalidad de arbolado adulto. Conard e Ivanova (1997) han detectado áreas de arbolado muerto, donde anteriormente ocurrieron incendios superficiales.

En contraste, los incendios de copa moderado, que alcanzan elevadas temperaturas entre 450° a 600°C, eliminan el factor de mortalidad caída de ramas, además de la barrera

física y química que constituyen la capa de musgo y hojarasca, por lo que la supervivencia de plántulas se incrementa, excepto en zonas con pendiente pronunciadas, donde la probabilidad de supervivencia decrece, por los deslizamientos del suelo, lo que ocasiona el enterramiento de plántulas.

Las altas temperaturas alcanzadas por este tipo de incendio, ocasionan que el aire atrapado en los agregados incremente de volumen y se destruyan los grandes agregados generando un mayor espacio poroso, lo que incrementa la disponibilidad de agua y nutrimentos, así como la neoformación de minerales amorfos, lo que en conjunto, contribuyen a la recuperación de las propiedades como la retención de humedad, infiltración y la conductividad hidráulica, y genera condiciones favorables para el restablecimiento del bosque ya que se incrementa la probabilidad de supervivencia de las plántulas de *Abies religiosa*, así como una mayor tasa de crecimiento, altura y mayor longevidad foliar, en estos Andosoles.

Estos hallazgos son importante, ya que se ha considerado que las propiedades hídricas de los Andosoles cambian de manera irreversible cuando se deshidratan (Oleschko y Chapa. 1989; Wada, 1989), sin embargo, los resultados encontrados muestran que los incendios de este tipo y en este intervalo de temperaturas, parecen devolver las propiedades hídricas de los andosoles. Este hecho debe investigarse más profundamente ya que varios bosques están ubicados en las principales cuencas hídricas del país y el uso del fuego puede ser una alternativa para la recuperación de bosques y su función hidrológica.

Desde el punto de vista ecológico los incendios de copa moderado son de régimen constructivo o benéficos para el bosque de oyamel, ya que al no afectar al arbolado adulto, con DAP mayor a 30 cm, ni la copa superior, donde se producen los conos, no afecta la capacidad reproductiva del bosque. Además al generar condiciones donde disminuyen los factores de mortalidad e incrementar la supervivencia de plántulas, la tasa de crecimiento y la longevidad foliar se favorece la conservación y productividad del bosque.

Se ha reconocido que cuando los bosques del genero *Abies* son afectadas por incendios, estos inician de forma superficial y comúnmente éstos se vuelven de copa, porque el arbolado retienen las ramas bajas y viejas, por lo que al parecer requieren de este tipo de incendio (Bourgeau-Chavez *et al.*, 2000); si bien se ha señalado que los bosques de *Abies* son poco tolerantes al fuego (Furyaev *et al.*, 1983) también se ha mencionado que existe

regeneración después de un incendio, como se ha observado en otras especies como: *A. balsamea* (L.) Mill. (Heinselman, 1973), *A. grandis* (Dougl.) Forbes (Antos y Habeck, 1981), *A. lasiocarpa* (Hook) Nut. (Agee y Smith, 1984), *A. magnifica* (Chapell y Agee, 1996) y *A. concolor* (Shatford *et al.*, 2007), además de *A. religiosa* (H.B.K.) Schlecht. & Cham. (Manzanilla, 1976), en concordancia con los resultados obtenidos.

Con respecto al incendio de copa severo, al quemar todo el arbolado se favoreció la caída de ramas postincendio, ocasionando gran mortalidad y numerosas plántulas dañadas que fueron sensibles al ataque por hongos, y a la desecación. En años siguientes la caída de árboles muertos también constituyó un factor de mortalidad de plántulas; sin embargo, en este tipo de incendio se presentó la segunda mayor supervivencia de plántulas, con una alta tasa de crecimiento, mayor altura y mayor longevidad foliar, por lo que pueden considerarse favorables, pero la regeneración se restringe a los lugares cercanos al borde de los bosques no afectados, donde la fuente de semilla está asegurada.

Por otra parte las propiedades hídricas del suelo, en este incendio de copa severo, mostraron retornar a los valores iniciales de antes del incendio. Por lo anterior, y desde un punto de vista ecológico, este tipo de incendio puede considerarse disgregativo para el bosque de oyamel ya que elimina la fuente de reproducción de semillas y por tanto afecta el repoblamiento natural del bosque; o la restringe a bordes de bosque no afectados. Ahora bien, el generar un sustrato sin problemas hidrológicos, puede permitir su recuperación a través del repoblamiento artificial, lo que parece ser factible pero debe ser probado experimentalmente.

El conocimiento del efecto de los diferentes tipos de incendios, en nuestros diferentes bosques debe seguirse investigando, si se considera que de acuerdo a los pronósticos de cambio climático, los incendios serán más frecuentes y de mayor intensidad, por lo que es necesario determinar el papel de los incendios en varios tipos de bosques. Estos estudios demográficos, deben incluir los estudios micromorfológicos y mineralógicos del suelo, los cuales en este estudio generaron indicadores de la temperatura y del tipo de incendio que ha ocurrido en un ecosistema forestal. Además se debe determinar los efectos sobre las propiedades hídricas y tener una visión más amplia de sus efectos sobre el servicio ambiental hidrológico de los bosques.

## Literatura citada

- Agee J.K. y Smith L. 1984. Subalpine tree reestablishment after fire in the Olympic Mountains, Washington. *Ecology* 65:810-819
- Antos J.A. y Habeck J.R. 1981. Successional development in *Abies grandis* (Dougl.) Forbes forests in the Swan Valley, western Montana. *Northwest Science*. 55:26-39.
- Bourgeau-Chavez, L.M., Alexander E., Stocks B.J. y Kasischke E.S. 2000. Distribution of forest ecosystems and the role of fire in the North American boreal region. En: Kasischke E. y Stocks B. Eds. *Fire, Climate Change, and Carbon Cycling in the Boreal Forest*, pp. 111-131. Springer-Verlag, New York.
- Brick H. 1976. Effects of plant water stress on photosynthesis and survival of four conifers. *Canadian Journal Forest Research* 9:160-165.
- Bronnum P. 2005. Preplanting indicators of survival and growth of desiccated *Abies procera* bareroot planting stock. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20:36-40.
- Chappel C.E. y Agee J.K. 1996. Fire severity and tree seedling establishment in *Abies magnifica* forests, Southern Cascades Oregon. *Ecological Applications* 6:628-640.
- Clarck D. y Clarck D.A. 1989. The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. *Oikos* 55:225-230.
- Conard S.G. e Ivanova G.A. 1997. Wildfire in Russian boreal forest- potential impacts of fire regime characteristics on emissions and global carbon balance estimates. *Environmental Pollution* 98:305-313.
- DeBano L.F., D.G. Neary y P.F. Ffolliott. 1998. *Fire: its effect on soil and other resources*. Wiley & Sons. USA.
- Furyaev V.V., Wein R. y MacLean D.A. 1983. Fire influences in *Abies*-dominated forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems*, pp. 221-223. John Wiley & Sons. New York.
- Giovannini G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162:479-486.
- Girson I.A. y Salinas R. 1985. *Notas sobre enfermedades forestales y su manejo*. Boletín Técnico 106. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales. México.
- Heinselman M.L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* 3:329-382.

- Ikkonen E., Ángeles-Cervantes E. y García-Calderón N. E. 2004. Producción de CO<sub>2</sub> en andosoles afectados por incendios forestales en el Parque Nacional El Chico. *Terra Latinoamericana* 22:425-431.
- Manzanilla H. 1976. Investigaciones epidemiológicas y silvícolas en bosques mexicanos de *Abies religiosa*. SAG.México.165 pp.
- Oleschko, K. y J. R. Chapa. 1989. Structural dynamics of a mollic Andosol of Mexico under tillage. *Soil & Tillage Research* 15:25-40.
- Parker A.F. 1961. Bark moisture relations in disease development. Present status and future need. *Recent Advances in Botanical* 2:1535-1537.
- Shatford J. P., Hibbs D.E. y Puetman K.J. 2007. Conifer regeneration after forest fire in the Klamat - Siskiyou: how much, how soon? *Journal of Forestry* 105:139-146.
- Van Wagner C.E. 1983. Fire behaviour in northern coniferous forests. En: Wein R.W. y MacLean D.A. Eds. *The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems*, pp. 65-80. John Wiley & Sons. New York.
- Wada K. 1989. Allophane and imogolite. En: Dixon J.B y Weed S.B. Eds. *Minerals in soil environments*, pp. 1051-1087. 2a ed. SSSA. Madison, WI.
- Wang G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management* 163:85-92.