

Bonilla Padilla, Eunice; Rodríguez Trejo, Dante Arturo; Borja de la Rosa, Amparo; Cántora González, Carlos;
Santillán Pérez, Javier

DINÁMICA DE COMBUSTIBLES EN RODALES DE ENCINO-PINO DE CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

Revista Mexicana de Ciencias Forestales, vol. 4, núm. 19, septiembre-octubre, 2013, pp. 20-33

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63433993003>



Revista Mexicana de Ciencias Forestales,

ISSN (Versión impresa): 2007-1132

ciencia.forestal2@inifap.gob.mx

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias

México



DINÁMICA DE COMBUSTIBLES EN RODALES DE ENCINO-PINO DE CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

FUEL DYNAMICS IN OAK-PINE STANDS OF CHIGNAHUAPAN, PUEBLA

Eunice Bonilla Padilla¹, Dante Arturo Rodríguez Trejo¹, Amparo Borja de la Rosa¹, Carlos Cíntora González¹ y Javier Santillán Pérez¹

RESUMEN

Con frecuencia se realizan inventarios de combustibles forestales, pero los trabajos sobre su dinámica son muy escasos. Por ello se estudió la carga de este material y la dinámica de sus combustibles finos en un bosque de encino-pino de Chignahuapan, Puebla. Se consideraron dos condiciones: un bosque quemado un año antes de la toma de datos y otro adyacente no quemado recientemente. Se realizó un muestreo aleatorio por conglomerados para estimar la carga de todos los tipos de combustibles forestales superficiales. Para los materiales leñosos se utilizó la técnica de intersecciones planares, el resto de los combustibles se cosechó y deshidrató para estimar su carga. Se emplearon métodos estadísticos multivariados, univariados, prueba de t y prueba de normalidad, con la ayuda de los programas SAS y R. Los resultados indican que la carga total media en el área quemada fue de $7.099 \pm 1.78 \text{ t ha}^{-1}$, mientras que la no quemada resultó de $31.726 \pm 11.93 \text{ t ha}^{-1}$. En la primera, los combustibles leñosos con tiempo de retardo (TR) de 100 h fueron los más abundantes, y en la segunda la mayor proporción de la carga fue para los combustibles leñosos podridos con TR de 1 000 h. La tasa de descomposición de los combustibles finos fue de $k=0.383$ para el área no quemada y de $k=0.532$ en la quemada. El periodo de retorno estimado fue de 2.68 años y 1.98 años, respectivamente, lo que refleja un efecto de los tratamientos ($P=0.0016$).

Palabras clave: Descomposición de materia orgánica, dinámica de combustibles, ecología del fuego, incendios forestales, *Quercus crassifolia* Humb., tasa de descomposición.

ABSTRACT

Often, fuel forest inventories are made, but studies of their dynamics are very scarce. Therefore a study was made about the load of this material and its fine fuel dynamics in an oak-pine forest Chignahuapan, Puebla State. Two conditions were considered: a burned forest a year before data were collected and an adjacent forest recently unburned. A random cluster sampling was performed to estimate the load of all types of surface forest fuels. Woody materials were sampled with intersections planar technique, the remaining fuel was harvested and dried to estimate load. Multivariate statistical methods, univariate t test normality test, with the help of SAS and R programs were applied. Results indicate that the average total load on the burned area was $7.099 \pm 1.78 \text{ t ha}^{-1}$, while that of the unburned area was $31.726 \pm 11.93 \text{ t ha}^{-1}$. In the first one, woodfuel with delay time (TR) of 100 h were the most abundant, while in the second the largest proportion of the load was for rotten wood fuels with TR of 1 000 h. The decomposition rate of fine fuels was $k = 0.383$ for the unburned area, and $k = 0.532$ in the burned area. The estimated payback period was 2.68 years and 1.98 years, respectively, reflecting an effect of treatment ($P = 0.0016$).

Key words: Organic matter decomposition, dynamics of forest fuels, fire ecology, forest fires, *Quercus crassifolia* Humb., decomposition rate.

INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales representan un disturbio que implica la pérdida de individuos o de biomasa, que se produce de forma súbita o episódica, con liberación de espacio de crecimiento (Smith y Smith, 2007). Cuando el fuego ocurre con fuerte incidencia o severidad, es considerado como un problema crítico para la conservación y el manejo sustentable de los bosques y selvas; mientras que, bajo un régimen de fuego controlable, este factor es una herramienta útil para mantener las especies, los hábitats y los paisajes nativos que lo conforman (Myers, 2006).

Una manera de conocer los posibles efectos del fuego en los bosques es a través de la simulación de su comportamiento, para lo cual es útil la descripción de los combustibles. Rodríguez (1996) los define como toda biomasa que potencialmente puede arder al ser expuesta a una fuente de calor; cuanto mayor sea su acumulación en una zona, más cantidad de calor desprenderá y el incendio aumentará su intensidad.

Estos materiales poseen diversos rasgos: continuidad horizontal, continuidad vertical, altura, profundidad, densidad, compactación, presencia de sustancias inflamables, relación superficie/volumen; propiedades que influyen en el comportamiento del fuego (Pyne *et al.*, 1996). Todos los combustibles forestales pueden ser descritos por su carga; es decir, por el peso seco de la biomasa por unidad de superficie. Una manera de determinar tal carga es mediante la técnica de intersecciones planares de Brown (1974), que consiste en el conteo de piezas leñosas intersectadas por un plano vertical y que en el terreno se marca con una línea de muestreo. Este método es factible utilizarlo para cualquier tipo de bosque.

La caracterización de los combustibles en los ecosistemas forestales es un aspecto de gran importancia para la estimación de la inflamabilidad y el peligro de incendios, el entendimiento del comportamiento del fuego, la evaluación de sus efectos ecológicos y la toma de decisiones fundamentadas en prácticas de manejo del fuego.

Por otra parte, los combustibles no permanecen constantes, pues la acumulación de detritos incrementa su carga, y la descomposición la reduce. Se han hecho pocos esfuerzos por comprender tal dinámica.

Los objetivos del presente trabajo consistieron en describir los combustibles forestales en un bosque de encino-pino, quemado el año anterior, y en otro que no había sido quemado recientemente. Y, por otra parte, en estimar la tasa de descomposición de los combustibles finos en ambas condiciones, durante un año.

INTRODUCTION

Forest fires are a disturbance that involves the loss of individuals or biomass, which occurs suddenly or episodic, with the release of growing space (Smith and Smith, 2007). When fire occurs with high incidence or severity, it is regarded as a critical problem for the conservation and sustainable management of forests and tropical forests; while under a controlled fire regime, this factor is considered as a useful tool to keep species, habitats and native landscapes that they comprise (Myers, 2006).

One way to know the possible effects of fire in the woods is by the simulation of its behavior, and that is why the description of fuels is useful. Rodríguez (1996) defines it as all the biomass that potentially can get into flames as it is exposed to a heat source; as it accumulates in an area, a greater amount of heat can be released and the fire will become more intense.

These materials have some features such as horizontal and vertical continuity, height, depth, density, compaction, presence of flammable substances, surface/volume ratio, properties that influence upon the behavior of fire (Pyne *et al.*, 1996). All forest fuels may be described by their load; that is, by the dry weight of biomass by area unit. One way to determine such load is by Brown's planar intersect method (1974), which involves counting intersected woody pieces by a vertical plane and in the ground is marked with a sampling line. This method can be used for any kind of forest.

The description of fuels in forest ecosystems is a very important aspect for the estimation of flammability and fire danger, fire behavior understanding, assessment of its ecological effects and decision taking based on fire management practices.

On the other hand, fuels do not remain constant, as detritus accumulation increases their load, while decomposition reduce them. A few efforts have been made to understand this dynamics.

The aims of the actual work were to describe the forest fuels in an oak-pine forest, burnt the previous year, and in another that had not been recently burned. And, on the other hand, to estimate the fine fuels decomposition rate in both conditions, during one year.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The study area is located in a nameless 30 ha land that belongs to the community of Teotlacingo, Chignahuapan, Puebla state, in the following coordinates: 19°48'24.7" N and 97°59'38.5" W; 19°48'34.2" N and 97°59'28.6" W; 19°48'38.6" N and 97°59'22.6" W; and 19°48'33.2" N and 97°59'18.8" W.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio

El área de estudio se localiza en un predio innominado de 30 ha, perteneciente a la comunidad Teotlacingo, Chignahuapan, Puebla, con las siguientes coordenadas: 19°48'24.7" N y 97°59'38.5" O; 19°48'34.2" N y 97°59'28.6" O; 19°48'38.6" N y 97°59'22.6" O; y 19°48'33.2" N y 97°59'18.8" O. De acuerdo con García (1981) el clima pertenece al grupo de los templados subhúmedos C(w), con temperaturas entre 5 y 22 °C. El área forma parte de la Sierra Madre Oriental, donde predominan las rocas ígneas extrusivas y rocas metamórficas; y algunas pendientes son pronunciadas (65%) en toda la zona (INEGI, 2008).

Los suelos son Andosoles y Litosoles húmicos de textura media, con profundidades de 50 cm, que sustentan bosques de pino, pino-encino, pino-oyamel, pino-encino-otras latifoliadas y vegetación secundaria (INEGI, 2008). El bosque de encino-pino está integrado por *Quercus crassifolia* Humb. et Bonpl., *Quercus obtusata* Bonpl., *Quercus laeta* Liebm., *Quercus laurina* Humb. et Bonpl., *Pinus teocote* Schltdl. et Cham., *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., además de *Arbutus xalapensis* Kunth.

Elección de sitios de muestreo y trabajo de campo

Se buscó un bosque en el que se eligieron dos áreas contiguas con características similares en cuanto a pendiente, composición y estructura de la vegetación: en la primera se registró un incendio el 24 de abril del año 2008, principalmente superficial, pero intenso. Conafor (2008) registró una afectación a 6.89 ha, con diferentes intensidades y severidades. La segunda condición se ubicó en una parte no impactada por el fuego, en al menos los últimos seis años.

El diseño del muestreo fue aleatorio; se delimitaron 16 conglomerados, ocho en el área incendiada y ocho en el área no incendiada recientemente. Cada uno de ellos incluyó un sitio circular con una superficie de 200 m². Ahí se muestrearon los árboles en términos de altura, diámetro normal, especie y su estado (vivo, muerto parcialmente o muerto) (Figura 1).

Dentro de las áreas circulares se hizo el levantamiento de datos de combustibles vivos y muertos presentes. En cada sitio se marcaron tres líneas con cuerdas de 12 m de longitud orientadas a 0°, 120° y 240° de azimut, donde se contabilizaron el número de intersecciones de combustibles leñosos caídos. Los combustibles de 1 y 10 h de tiempo de retardo (TR) se midieron en el segmento de 0 a 2 m, los de 100 h a 4 m, y los de 1 000 h (firmes o podridos) de 10 a 12 m, sobre la línea de muestreo.

According to García (1981) the climate belongs to the sub-humid temperate group C(w), with temperatures between 5 and 22 °C. It is a part of the Oriental Mother Mountain Range (Sierra Madre Oriental), where igneous extrusive rocks and metamorphic rocks prevail and there are important slopes (65%) in the whole area (INEGI, 2008).

Soils are Andosols and Humic Litosols of medium texture, 50 cm deep, that support several forests: pine, pine-oak, pine-oak and other broadleaves and secondary vegetation (INEGI, 2008). Oak-pine forests are made-up by *Quercus crassifolia* Humb. et Bonpl., *Quercus obtusata* Bonpl., *Quercus laeta* Liebm., *Quercus laurina* Humb. et Bonpl., *Pinus teocote* Schltdl. et Cham., *Pinus patula* Schiede ex Schltdl. et Cham., in addition to *Arbutus xalapensis* Kunth.

Sampling site selection and field work

A forest was sought where two contiguous areas were chosen with similar characteristics in terms of slope, composition and structure of vegetation: the first had a fire on April 24th, 2008, mainly shallow but intense. Conafor (2008) recorded that 6.89 ha were burned, with different intensities and severities. The second condition consisted in a place not impacted by fire in at least the last six years. The sampling design was at random; 16 sampling clusters were delimited, eight in the burnt area and eight in the area unburned recently. Each included a circular sampling site a surface of 200 m². There were sampled trees in terms of height, dbh, species and their status (alive, dead or partially dead) (Figure 1).

Inside the circular sites were taken the data of live and dead fuels. In each of them were marked three lines with ropes 12 m long oriented at 0°, 120° and 240° of azimuth where the number of intersection of fallen woody fuels were counted. Fuels of 1 and 10 h of retardation time (TR for its acronym in Spanish) were measured in the 0 a 2 m segment; those of 100 h, at the 4 m, and those of 1 000 h (solid or rotten) of 10 to 12 m, over the sampling line.

The fine fuels were measured with the aid of three 30 X 30 cm frames that were distributed at the end of each intersection line, where the per cent of litter depth and cover and the fermentation layer were determined. In the same way, three 1 m² squares to calculate height, cover in per cent, as well as the number of individuals, and the identification of species of scrubs, herbs and new plants. The live or dead matter of both squares was collected to be dried in the laboratory and estimate their load.

In this way a total number of 48 sites were considered in the actual study, each one of them with ten smaller sites for each fuel kind and size category, which in addition to the 16 that were used for the trees, summed up a total of 496 in this studies (Figure 1).

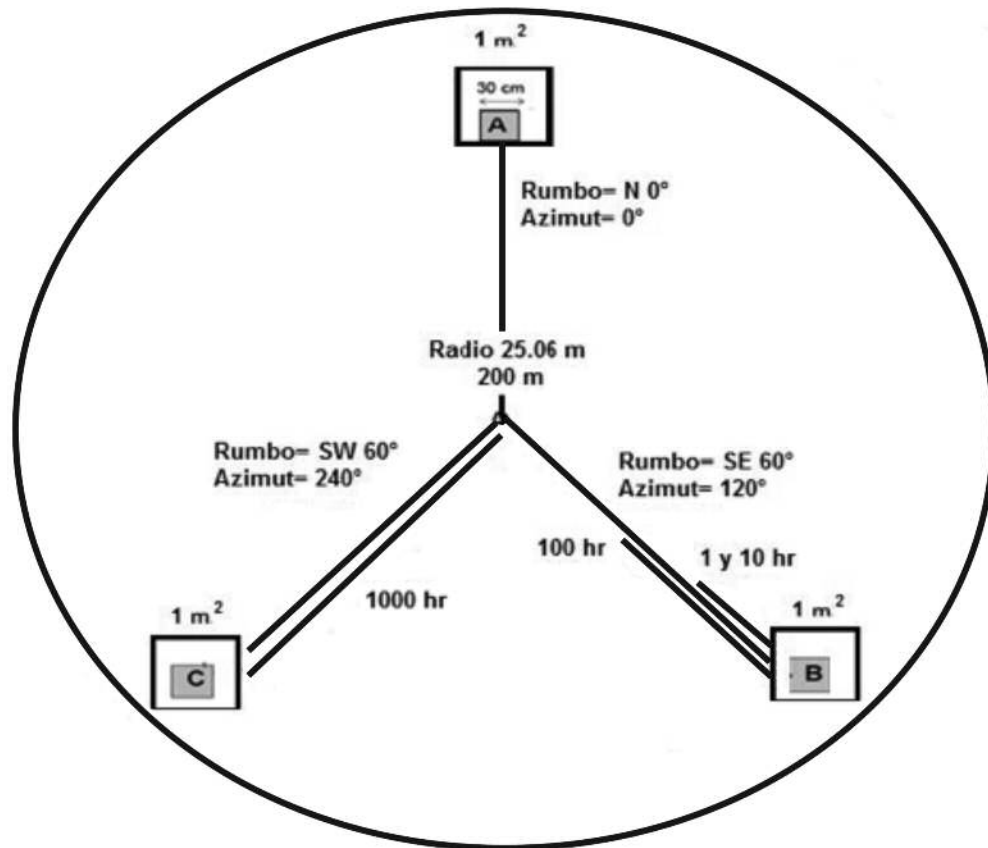


Figura 1. Diseño del sitio de muestreo.

Figure 1. Sampling site pattern.

Los combustibles finos se midieron con la ayuda de tres marcos de 30 X 30 cm distribuidos al final de cada línea de intersección, se determinó la profundidad y la cobertura en porcentaje de la hojarasca y la capa de fermentación. De la misma manera se situaron tres cuadros de 1 m², para calcular la altura y la cobertura en porcentaje, así como el número de individuos y para identificar las especies de los arbustos, herbáceas y renuevos presentes. El material vivo o muerto de ambos cuadros fue cosechado para ser secado en el laboratorio y estimar su carga.

De esta forma se obtuvieron un total de 48 sitios, cada uno de ellos con diez más pequeños para cada tipo y categoría de tamaño de combustible, que sumados a los 16 para el arbolado, dio un total de 496 sitios en el estudio (Figura 1).

Finalmente, se elaboraron veinte muestras (diez por condición), las cuales consistieron en porciones similares a las de hojarasca que se pesaron en campo; se introdujeron en redes de plástico etiquetadas, cerradas y cubiertas con hojarasca para ocultarlas. La manera de distribuirlas fue sistemática; se dejaron en las bases de los árboles marcadas con pintura roja en aerosol, a una distancia de 5 m entre redes, para ser recolectadas un año después (2010).

Finally, twenty samples (ten by each condition) were made, which were portions of litter similar to those weighted in the field. They were placed into plastic nets duly labeled and closed, and covered by litter to hide them. A systematic plan was followed to distribute them; they were left at the base of the trees which were marked with red aerosol paint, at a 5 m distance between nets, to be collected one year after (2010).

Laboratory and office work

Once the field samples were obtained, they were taken to the Seed Laboratory of the Forest Science Division of Chapingo University where they were dried until constant weight was achieved at 75 °C and by Brown's (1974) formulas, the load of firewood fuels (Table 1) were determined; it is worth noticing that this model was developed for the calculus of conifer forest fuels (basic density = 0.4 g cm³), and thus, the models that were used for the actual study were fitted to the basic density of the dominant oak, *Quercus crassifolia* (0.67 g cm³) (Fuentes (1988). They were fitted too under the premise that the thinnest wood (with less RT) is more dense, according to Brown (1974).

Trabajo de laboratorio y gabinete

Las muestras de campo se llevaron al Laboratorio de Semillas de la División de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma Chapingo, donde se secaron a 75 °C hasta llegar a peso constante. Mediante las fórmulas propuestas por Brown (1974) se determinó la carga de combustibles leñosos (Cuadro 1); cabe destacar que este modelo fue desarrollado para el cálculo de cargas de combustibles forestales en coníferas (densidad básica = 0.4 g cm⁻³), por lo que los modelos utilizados para este estudio se ajustaron a la densidad básica del encino dominante, *Quercus crassifolia* (0.67 g cm⁻³) (Fuentes (1988); y bajo la premisa de que la madera más delgada (con menor TR) es más densa, según refiere el propio Brown (1974).

Cuadro 1. Fórmulas para el cálculo de carga promedio.
Table 1. Formulae for the calculus of the average load.

Tamaño de clase (Diámetro en cm)	Fórmulas para coníferas	Fórmulas ajustadas para encinos
0-0.6	$P = \frac{0.484 * f * c}{NL}$	$P = \left(\frac{0.484 * f * c}{NL} \right) * 2.01$
0.6 - 2.5	$P = \frac{3.369 * f * c}{NL}$	$P = \left(\frac{3.369 * f * c}{NL} \right) * 2.01$
2.5 - 7.5	$P = \frac{36.808 * f * c}{NL}$	$P = \left(\frac{36.808 * f * c}{NL} \right) * 1.675$
>7.5 (sin pudrición)	$P = \frac{1.46 * d^2 * c}{NL}$	$P = \left(\frac{1.46 * d^2 * c}{NL} \right) * 1.675$
>7.5 (con pudrición)	$P = \frac{1.21 * d^2 * c}{NL}$	$P = \left(\frac{1.21 * d^2 * c}{NL} \right) * 1.675$

Donde:

- P = Peso seco de los combustibles
- f = Frecuencia o número de intersecciones
- c = Factor de corrección por pendiente
- N = Número de líneas de muestreo
- L = Longitud total de la línea de muestreo en pies lineales
- d² = Suma de los cuadrados de los diámetros de las ramas y trozas > 7.5 cm de diámetro

Variables consideradas

El Cuadro 2 resume las variables medidas o estimadas en el trabajo.

Estimación de la tasa de descomposición

Después de transcurrido un año, se recolectaron las muestras en 18 sitios; es decir, nueve por condición dentro del área de estudio, mismas que se llevaron al laboratorio donde se limpiaron cuidadosamente y fueron secadas en horno hasta tener un peso constante.

Where:

- P = Dry weight of the fuels
- f = Frequency or number of intersections
- c = Correlation factor by slope
- N = Number of sampling lines
- L = Total length of the sampling line in linear feet
- d² = Sum of squares of branch and log diameters > 7.5 cm of diameter

Variables

Table 2 summarizes the variables that were measured and estimated in this work.

Estimation of the decomposition rate

After one year elapsed, samples were collected from a total of 18 sites, that is, nine per condition, from the study area; they were taken to the laboratory where they were carefully cleaned and dried in an oven until constant weight was achieved.

Statistical analysis

With the aid of the SAS program (2003) a strong test was applied in order to prove the equality of the treatment effect. By a multivariate analysis of variance a range transformation proposed by Conover e Imman (1981) was made. Once the ranges were obtained, the multivariate analysis (MANOVA) which agrees with the classification criterion model was applied.

$$\overrightarrow{Y_{ij}} = \overrightarrow{\mu} + \overrightarrow{\tau_i} + \overrightarrow{\varepsilon_{ij}}$$

Análisis estadístico

Con la ayuda del programa SAS (2003) se implementó una prueba robusta que permitiera probar la igualdad del efecto de los tratamientos. Mediante el análisis de varianza multivariado se efectuó una transformación de intervalos propuesta por Conover e Imman (1981). Una vez obtenidos los intervalos se aplicó el análisis multivariado (MANOVA) correspondiente al modelo de un criterio de clasificación:

$$\vec{Y}_{ij} = \vec{\mu} + \vec{\tau}_i + \vec{\varepsilon}_{ij}$$

Donde:

\vec{Y}_{ij} = Vector de respuestas asociado al tratamiento i en la j -ésima repetición.

$\vec{\mu}$ = Vector de medias.

$\vec{\tau}_i$ = Vector de efectos asociado al i -ésimo nivel de factor de tratamientos.

$\vec{\varepsilon}_{ij}$ = Vector de errores asociados a las respuestas multivariadas observadas bajo el tratamiento i en la repetición j .

$i = 1, 2$

$j = 1, \dots, r.$

El análisis de la tasa de descomposición consistió en la comparación de dos medias poblacionales de distribución normal, mediante la prueba basada en la distribución t de *Student*.

Where:

\vec{Y}_{ij} = Response vector linked to the i treatment de j -ieth replication

$\vec{\mu}$ = Mean vector

$\vec{\tau}_i$ = Effect vector linked to the i -ieth level of the treatments factor

$\vec{\varepsilon}_{ij}$ = Errors vector linked to the multivariate responses under the i treatment in the j replication

$i = 1, 2$

$j = 1, \dots, r.$

The analysis of the decomposition analysis consisted in the comparison of two populations means of normal distribution by the test based on the Student's t -test.

The calculus of the decomposition rate was carried out by using the formulae suggested by Waring and Schlesinger (1985):

$$k = (P_01 - P_02) / P_01$$

Where:

k = Decomposition rate

P_01 = Anhydrous weight in 2009

P_02 = Anhydrous weight in 2010

Once the decomposition rate was calculated, the return time (RET) was determined by the following model:

$$TRE = 1/k$$

Cuadro 2. Resumen de variables.

Table 2. Variables summary.

Mediciones en campo	Estimación de cargas (peso anhidro, t ha ⁻¹)
Intersecciones de combustibles leñosos con 1 h de tiempo de retardo (TR).	Carga de combustibles leñosos con 1 h TR
Intersecciones de combustibles leñosos con 10 h de TR	Carga de combustibles leñosos con 10 h TR
Intersecciones de combustibles leñosos con 100 h de TR	Carga de combustibles leñosos con 100 h TR
Intersecciones y diámetros de combustibles leñosos firmes con 1 000 h de TR	Carga de combustibles leñosos firmes con 1 000 h TR
Intersecciones y diámetros de combustibles leñosos podridos con 1 000 h de TR	Carga de combustibles leñosos podridos con 1 000 h TR
Profundidad y cobertura de la hojarasca	Carga total de combustibles leñosos
Profundidad y cobertura de la capa de fermentación	Carga de hojarasca
Altura y cobertura de herbáceas	Carga de capa de fermentación
Altura y cobertura de arbustivas	Carga de herbáceas
Densidad, altura y cobertura del renuevo de árboles	Carga de arbustivas
Especies herbáceas, arbustivas y arbóreas	Carga de renuevo
	Carga total de combustibles forestales



El cálculo de la tasa de descomposición se llevó a cabo con las fórmulas propuestas por Waring y Schlesinger (1985):

$$k = (P_01 - P_02) / P_01$$

Donde:

k = Tasa de descomposición.

P_01 = Peso anhidro obtenido en 2009.

P_02 = Peso anhidro obtenido en 2010.

A partir de la tasa de descomposición, se determinó el tiempo de retorno (TRE) con el siguiente modelo:

$$TRE = 1/k$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Combustibles leñosos

En el presente trabajo las cargas totales medias fueron de $7.099 \pm 1.78 \text{ t ha}^{-1}$ para el área quemada, mientras que en la no quemada alcanzaron $31.726 \pm 11.93 \text{ t ha}^{-1}$; dicha diferencia puede explicarse por la pérdida de individuos o biomasa en el incendio.

Los combustibles leñosos se distribuyen en el área quemada (Figura 2): los de 1h de TR representan 1203%, con $0.85 \pm 0.73 \text{ t ha}^{-1}$; los combustibles de 10 h TR, $0.26 \pm 0.2 \text{ t ha}^{-1}$, correspondiente 3.71%; los combustibles de 100 h TR, con $4.56 \pm 1.02 \text{ t ha}^{-1}$ y 64.29%; los combustibles de 1 000 h TR firmes, $0.88 \pm 0.19 \text{ t ha}^{-1}$, equivalentes a 12.37%; y, por último, los podridos con 1 000 h TR, $0.54 \pm 0.08 \text{ t ha}^{-1}$, equivalentes a 7.60 %.

Los combustibles por tiempo de retardo, se dividen de la siguiente manera en el área no quemada: los de 1 h TR aportan 5.27%, con $1.67 \pm 1.71 \text{ t ha}^{-1}$; los combustibles de 10 h TR 1.94%, con $0.62 \pm 0.54 \text{ t ha}^{-1}$; los de 100 h TR 11.72% y $3.72 \pm 4.43 \text{ t ha}^{-1}$; mientras que los de 1 000 h TR podridos 81.07%, con $25.72 \pm 32.40 \text{ t ha}^{-1}$.



RESULTS AND DISCUSSION

Woody fuels

In this work the total loads mean was $7.099 \pm 1.78 \text{ t ha}^{-1}$ for the burned area, while in the area that was unburned, it was $31.726 \pm 11.93 \text{ t ha}^{-1}$; this difference could be explained by the loss of individuals of biomass in the fire.

Woody fuels were distributed in the burned area as follow (Figure 2): those of 1 h of RT represent 1203%, with $0.85 \pm 0.73 \text{ t ha}^{-1}$; those of 10 h RT with $0.26 \pm 0.2 \text{ t ha}^{-1}$ which is 3.71%; those of 100 h RT with $4.56 \pm 1.02 \text{ t ha}^{-1}$ and 64.29%; the hard fuels of 1 000 h RT with $0.88 \pm 0.19 \text{ t ha}^{-1}$ equivalent to 12.37%; and finally the rotten fuels of 1 000 h RT with $0.54 \pm 0.08 \text{ t ha}^{-1}$, equivalent to 7.60 %.

In the unburned area, fuels by retardation time are classified as follows: those of 1 h of RT contribute with 5.27% with $1.67 \pm 1.71 \text{ t ha}^{-1}$; those of 10 h RT do with 1.94%, con $0.62 \pm 0.54 \text{ t ha}^{-1}$; those of 100 h RT, 11.72% with $3.72 \pm 4.43 \text{ t ha}^{-1}$; while the rotten fuels of 1 000 h RT, 81.07% with $25.72 \pm 32.40 \text{ t ha}^{-1}$.

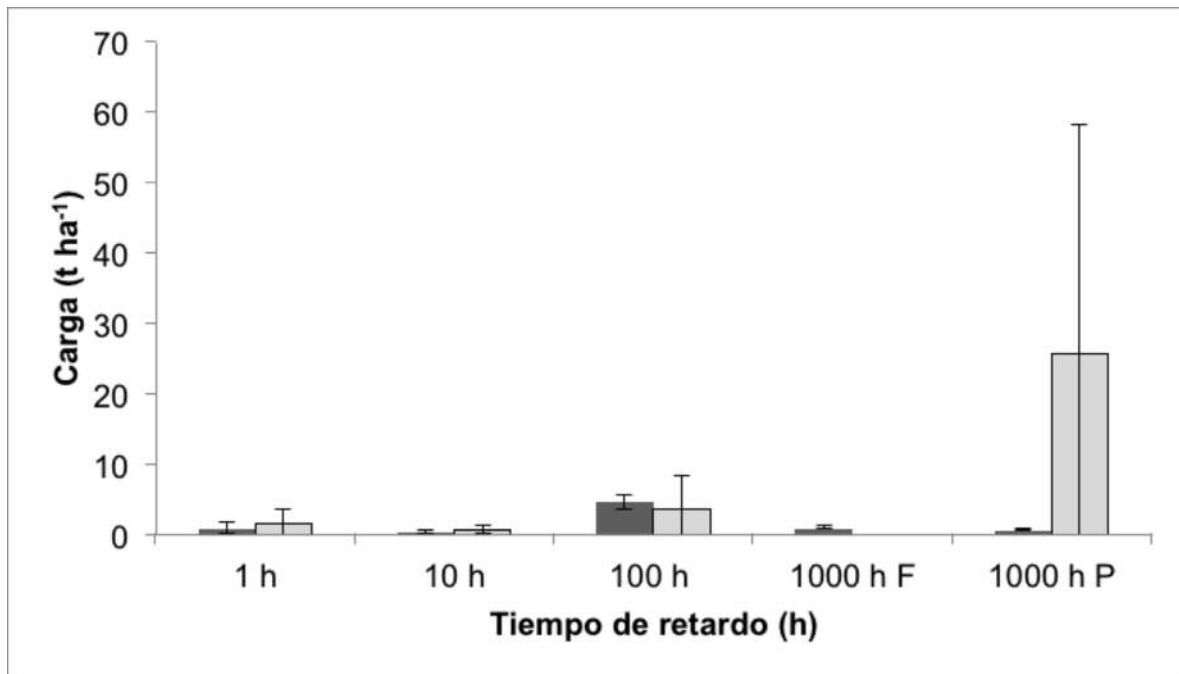
From the multivariate analysis of variance made by RT fuel, the results that were obtained are: in the 1 h RT fuels, $p = 0.0258$; in the 10 h RT fuels, $p = 0.0030$; in the 100 h RT fuels, $p = 0.0009$; in the 1 000 h RT hards fuels, $p = 0.0097$ and 1 000 h RT rotten fuels, $p = 0.1713$. There are significant effects of the factor treatment, since results indicate that loads are statistically different for the 1 h, 10 h, 100 h and 1 000 h hard fuels between the burned and unburned condition. According to Contreras and Ángeles (2007), the amount of fuels present in each condition keeps a close relation with the state of the vegetation at the time of the assessment, as well as with the kind and intensity of fire and the time elapsed since the last casualty. The estimation of forest fuels is essential to predict the intensity of future fires and to evaluate the effects of fire.

Scrubs

The dominant species for this kind of fuel was *Quercus repanda* Bonpl., with 43.76 scrubs per m^2 , an average cover of 21.17% and an average load of $0.60 \pm 0.26 \text{ t ha}^{-1}$; while for the recently unburned area, 19.76 scrubs per m^2 were counted, with an average cover of 12.82%, and a load of $1.04 \pm 0.75 \text{ t ha}^{-1}$, with non-significant differences between conditions ($p = 0.9187$) (Figure 3).

Litter

The average load of the litter layer in the burned area was $6.13 \pm 1.73 \text{ t ha}^{-1}$ and in the unburned, of $10.95 \pm 2.34 \text{ t ha}^{-1}$ with significant differences between conditions ($p = 0.0004$) (Figure 4).



Las barras negras corresponden al área quemada, las grises a la no quemada.

The black bars correspond to the burned area, the gray to the unburned one.

Figura 2. Carga promedio de combustibles por tiempo de retardo.

Figure 2. Average fuel load by retardation time.

Del análisis de varianza multivariado efectuado por combustible y TR se obtuvo que: en los combustibles de 1 h TR, $p = 0.0258$; de 10 h TR, $p = 0.0030$; de 100 h TR, $p = 0.0009$; de 1 000 h TR firmes, $p = 0.0097$ y 1 000 h TR podridos, $p = 0.1713$. Existen efectos significativos del factor tratamientos, pues los resultados indican que las cargas son estadísticamente diferentes para los combustibles de 1 h, 10 h, 100 h y 1 000 h firmes, entre los sitios quemado y no quemado. De acuerdo con Contreras y Ángeles (2007), la cantidad de combustibles presente en cada condición guarda una estrecha relación con el estado de la vegetación al momento de la evaluación, así como con el tipo e intensidad del incendio y el tiempo transcurrido desde el último siniestro. La estimación de los combustibles forestales es indispensable para predecir la intensidad de incendios futuros y evaluar los efectos del fuego.

Arbustos

La especie dominante para este tipo de combustible fue *Quercus repanda* Bonpl., con 43.76 arbustos por m^2 , una cobertura promedio de 21.17% y una carga media de $0.60 \pm 0.26 \text{ t ha}^{-1}$; mientras que para el área no quemada, se calcularon 19.76 arbustos por m^2 , una cobertura promedio de 12.82% y una carga de $1.04 \pm 0.75 \text{ t ha}^{-1}$, sin diferencias significativas entre ambas ($p = 0.9187$) (Figura 3).

The cover of the litter layer in the samples sites in the burned area was 61.08%, 4.25 cm deep, and in the unburned area, 89.58% and 3.76 cm, respectively. These values are similar to those referred by Rocha and Ramírez (2009), with a load of $6.58 \pm 0.27 \text{ t ha}^{-1}$ for oak forests in Chiapas state. Several authors point out smaller loads for this fuel, such as Nívar and Jurado (2009), en de *Pinus pseudostrobus* Lindl. masses of Nuevo León state, with a load of $3.42 \pm 0.92 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and for *Quercus* spp, an average load of $3.01 \pm 1.39 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. Regularly, the annual litter production varies between 9 and $15 \text{ t ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (Martínez, 1980).

Fermentation layer

In the recently burned area, there was only one fermentation layer found in one site, with an average depth of 2.7 cm and an average total load of $0.76 \pm 2.15 \text{ t ha}^{-1}$. In the unburned area the average depth was 3.14 cm, with an average total load of $9 \pm 4.39 \text{ t ha}^{-1}$, with significant differences in both conditions ($p < 0.0001$); the cover per cent was 100% (Figure 5).

Herbs

The average load in the burned area is $0.36 \pm 0.57 \text{ t ha}^{-1}$, while in the unburned it is $0.22 \pm 0.48 \text{ t ha}^{-1}$ (Figure 6), with a p value = 0.4050, which means that there are no differences between treatments.

Hojarasca

La carga promedio de la capa de hojarasca en el área quemada fue de $6.13 \pm 1.73 \text{ t ha}^{-1}$ y en la no quemada de $10.95 \pm 2.34 \text{ t ha}^{-1}$, con diferencias significativas entre condiciones ($p = 0.0004$) (Figura 4). La cobertura de la capa de hojarasca en los sitios quemados muestreados resultó igual a 61.08%, con una profundidad de 4.25 cm, y en los no quemados de 89.58% y 3.76 cm, respectivamente. Estos valores son similares a los referidos por Rocha y Ramírez (2009), con una carga de $6.58 \pm 0.27 \text{ t ha}^{-1}$ para encinares en Chiapas. Otros autores señalan menores cargas para este combustible: Nívar y Jurado (2009), en masas de *Pinus pseudostrobus* Lindl. de Nuevo León, registran una carga de $3.42 \pm 0.92 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y para *Quercus* spp. una carga media de $3.01 \pm 1.39 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

Capa de fermentación

En el área quemada recientemente solo se observó capa de fermentación en un sitio, con una profundidad promedio de 27 cm y una carga total media de $0.76 \pm 2.15 \text{ t ha}^{-1}$. En el área no quemada se encontró a una profundidad promedio de 3.14 cm, con una carga media total de $9 \pm 4.39 \text{ t ha}^{-1}$, con diferencias significativas entre las dos condiciones ($p < 0.0001$); el porcentaje de cobertura es de 100% (Figura 5).

Herbáceas

La carga media en el área quemada es de $0.36 \pm 0.57 \text{ t ha}^{-1}$, y en la no quemada de $0.22 \pm 0.48 \text{ t ha}^{-1}$ (Figura 6), con valor de $p = 0.4050$, sin diferencia entre tratamientos. La altura promedio de los individuos en el área quemada es de 29.3 cm, con cobertura de 20%; en la no quemada de 25.6 con 10% de cobertura. Espinoza *et al.* (2008) mencionan que el uso del fuego mediante quemas prescritas de baja intensidad promueve la diversidad y riqueza de especies en el sotobosque de *P. hartwegii* Lindl., sin embargo, en la zona de estudio se presentaron incendios de alta intensidad, lo que sugiere afectación, al menos parcial, del banco de semillas.



The average height of the individuals found in the burned area was 29.3 cm, with a 20% cover; in the unburned area, the average height was 25.6 with a 10% cover. Espinoza *et al.* (2008) state that the use of fire by low-intensity prescribed burnings promotes diversity and species richness in the *P. hartwegii* forest; however, in the study area high intensity fires occurs, which suggests damages to the seed bank, at least, partial.

New trees

New trees or seedlings were observed in the burned area, 56 seedlings ha^{-1} , with an average height of 6.11 cm and 1.4% cover. In the control area, there were 6 seedlings ha^{-1} , 5 cm as average height and 1% cover. Average loads were $0.37 \pm 0.32 \text{ t ha}^{-1}$ and $0.001 \pm 0.003 \text{ t ha}^{-1}$ (Figure 7), with a significant difference between treatments.

In general, the forest fuel load by condition was greater in the unburned area, except for the seedlings, which is related to the regeneration that can take place in burned oakwoods (Rodríguez and Myers, 2010; Zavala, 2000).

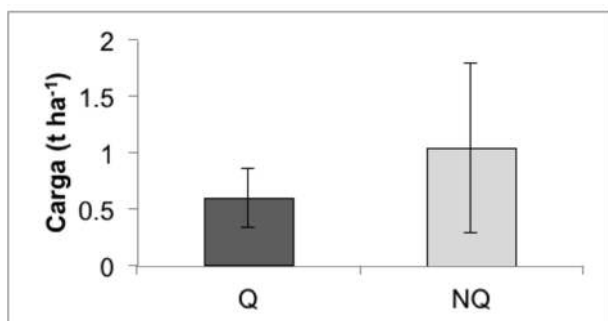
Fine fuel dynamics

In the unburned area, the decomposition rate was $k = 0.38$ with an average turnaround time of 2.68 years; while in the burned area it reached $k = 0.53$, with a return period of 1.98 years and significant differences between the two conditions ($P = 0.0016$).

Decomposition of the organic matter depends on several factors. These include temperature, humidity, chemical characteristics of the material, the amount of micro and macro fauna and soil type (Waring and Schlesinger, 1985).

In regard to temperature, decomposition tends to be faster in warmer areas, as it happens in the tropics. For example, Barajas (1996) found that the leaves of *Ficus yoponensis* Desv., lost 70% of its original mass in 20 days. In a similar way, Álvarez (1984) mentions a time of 3 months for the disappearance of the litter by the decomposition process in the evergreen forest of Los Tuxtlas, Veracruz. Instead, Núñez (1998) revealed a loss of 50 to 90% of litter decomposition after 6 months in the Sonoran Desert. In contrast, in the present study it was found that litter decomposition in unburned condition would take nearly three years, which means that when there are lower temperatures, the decomposition process is slower.

Also, temperature may explain the faster decomposition rate in the burned area, since burnt areas, with black color of the ashes, absorbs more infrared radiation, more heat, at least during the sun hours, which might help the microbe activity, once their populations start to recover, and at a greater decomposition. A similar result is mentioned by Odiwe and Muoghalu (2003).



Q=quemada; NQ=no quemada.

Q=burned; NQ=unburned.

Figura 3. Carga promedio por condición para arbustos.

Figure 3. Average scrub load by condition.

Renuevo

El renuevo estuvo presente en el área quemada, 56 plántulas ha⁻¹, con altura promedio de 6.11 cm y cobertura de 1.4%. En la otra condición hubo 6 plántulas ha⁻¹, altura promedio de 5 cm y cobertura de 1%. Las cargas promedio correspondieron a 0.37 ± 0.32 t ha⁻¹ y 0.001 ± 0.003 t ha⁻¹ (Figura 7), con diferencia significativa entre tratamientos ($p = 0.0010$).

En general, la carga de combustibles forestales por condición es mayor en el área no quemada, excepto para el renuevo, lo que se relaciona con la regeneración que puede darse en encinares incendiados (Rodríguez y Myers, 2010; Zavala, 2000).

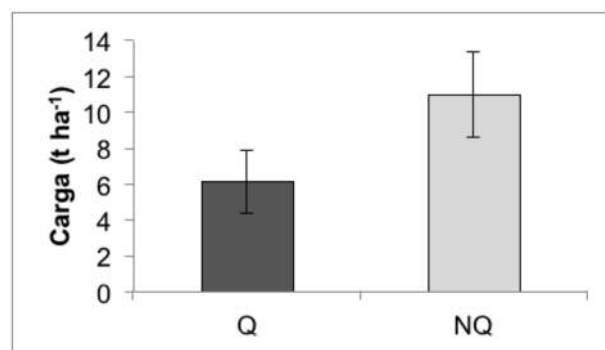
Dinámica de combustibles finos

En el área no quemada la tasa de descomposición fue de $k = 0.38$, con un tiempo de retorno promedio de 2.68 años; mientras que en el área quemada alcanzó $k = 0.53$, con un periodo de retorno de 1.98 años y diferencias significativas entre ambas ($P = 0.0016$).

La descomposición de la materia orgánica depende de varios factores. Entre ellos destacan la temperatura, la humedad, las características químicas del material, la cantidad de micro y macro fauna y el tipo de suelo (Waring y Schlesinger, 1985).

Respecto a la temperatura, en las zonas cálidas tiende a ser más rápida la descomposición, como sucede en los trópicos. Por ejemplo, Barajas (1996) observa que la hojarasca de *Ficus yoponensis* Desv., en 20 días perdió 70% de su masa original. Álvarez (1984) consigna un tiempo de 3 meses para la desaparición de la hojarasca, por el proceso de descomposición en la selva alta perennifolia en Los Tuxtlas, Ver. En cambio, Núñez (1998) cita pérdida de 50 a 90% de descomposición de hojarasca al cabo de 6 meses, para el Desierto Sonorense. En contraste, en el presente estudio se

In rainforests of Nigeria, who report that higher rates of decomposition were found in a burned area ($k = 1.3$), while in the unburned area for 14 years the decomposition rate was found slightly lower ($k = 1.2$), with respect to the total load. Callahan *et al.* (2004) reported a similar trend in a pine-oak forest in South Carolina, where the rate of litter decomposition in burned stands was equal to 0.088, in control stands was 0.093 and 0.077 in thinning stands. These values show a similar tendency to that reported by Rocha and Ramírez (2009), who considered a decay factor (k) for *Quercus sapotifolia* Liebm. of 0.56 ± 0.048 in regeneration plots and of 0.60 ± 0.036 in pine-oak forests mixed with other hardwoods (especially sweetgum [*Liquidambar* spp.]).

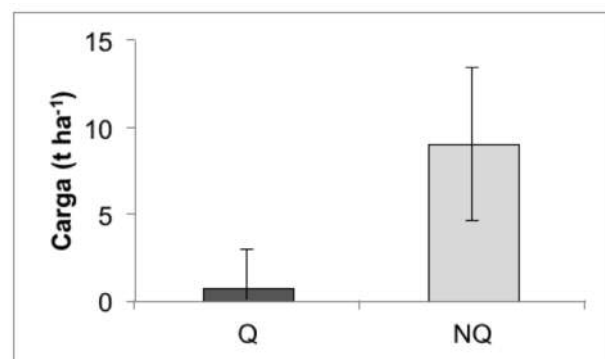


Q=quemada; NQ=no quemada.

Q=burned; NQ=unburned.

Figura 4. Carga promedio por condición para la capa de hojarasca.

Figure 4. Average litter layer load by condition.



Q=quemada; NQ=no quemada.

Q=burned; NQ=unburned.

Figura 5. Carga promedio por condición para la capa de fermentación.

Figure 5. Average fermentation layer load by condition.

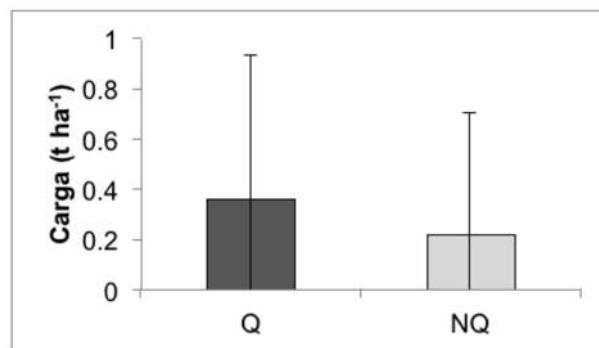


determina que la descomposición de hojarasca en la condición no quemada tardaría casi tres años, lo que supone que al haber menor temperatura, el proceso de descomposición es más lento. También esta variable puede explicar la tasa de descomposición más rápida en el área quemada, ya que las áreas incendiadas, por los colores negros de las cenizas absorben mayor cantidad de radiación infrarroja, más calor, por lo menos durante las horas con sol, lo cual contribuye a la actividad microbiana, una vez que sus poblaciones comienzan a recuperarse, y a una descomposición superior. Un resultado similar es mencionado por Odiwe y Muoghalu (2003) en bosques lluviosos de Nigeria, quienes refieren que las tasas de descomposición más altas se presentaron en un área quemada ($k=1.3$), mientras que en la no quemada durante 14 años se registró una tasa de descomposición ligeramente menor ($k=1.2$), con respecto a la carga total. Callahan *et al.* (2004) documentan una tendencia parecida en un bosque de pino-encino de Carolina del Sur, donde la tasa de descomposición de la hojarasca en rodales quemados fue igual a 0.088, en rodales control de 0.093 y en rodales de entresaca 0.077. Estos valores presentan tendencia semejante a la referida por Rocha y Ramírez (2009), quienes señalan un factor de descomposición (k) para *Quercus sapotifolia* Liebm. de 0.56 ± 0.048 en parcelas de regeneración y de 0.60 ± 0.036 en bosques de pino-encino mezclado con otras latifoliadas (en especial liquidámbar (*Liquidambar* spp.)).

Si bien la temperatura es un factor importante para la descomposición, no actúa sola pues también se asocia con la humedad. En el presente trabajo, la mayor tasa de descomposición en el área quemada, además se relaciona con la exposición tendiente a norte (más húmeda) de los sitios donde se colocaron las bolsas con hojarasca, en tanto que las muestras para el área no quemada estuvieron en una ladera con exposición sur, más seca. El promedio de contenido de humedad en combustibles finos determinado en el 2009, arrojó 105% y 76% para el sitio afectado por el fuego y para el no siniestrado, respectivamente. Estos datos se registraron el 10 de octubre de 2009, alrededor del medio día.

Gallardo y Pino (1988) estudiaron dos sitios con clima y suelo bien diferenciados, y obtuvieron tasas de descomposición dos veces más altas en el ecosistema con mayor precipitación en *Quercus suber* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl. y *Salix atrocinerea* Brot.; concluyeron que el factor humedad es el más importante, aun sobre el efecto de la temperatura, en la descomposición de la hojarasca.

Cabe señalar que para bosques de latifoliadas de China, Huang *et al.* (2007) registran que la hojarasca tiende a descomponerse rápidamente en los primeros 6 meses, pero se da una tasa superior de descomposición en verano, cuando la temperatura y la humedad propician la actividad microbiana, lo que contrasta con los resultados encontrados en bosque templado del presente trabajo, el cual se refiere a un tiempo de alrededor de dos

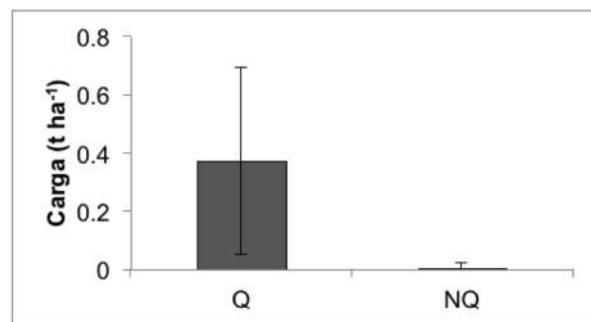


Q=quemada; NQ=no quemada.

Q=burned; NQ=unburned.

Figura 6. Carga promedio por condición para herbáceas.

Figure 6. Average herb load by condition.



Q=quemada; NQ=no quemada.

Q=burned; NQ=unburned.

Figura 7. Carga promedio por condición para el renuevo.

Figure 7. Average seedling load by condition.

While temperature is an important factor for decomposition, it does not act alone as it is associated with moisture. In the present work, the highest rate of decomposition in the burned area is related too to the hillside to the north (wetter) of the sites where the litter bags were placed, while samples for the unburned area were placed in a slope with a southern face, which is drier. The average moisture content of fine fuels given in 2009 showed 105% and 76% for the site affected by fire and for the control site, respectively. These moisture data were taken on October 10th, 2009, around noon.

In this context, Gallardo and Pino (1988) studied two sites with different climate and soil, and found decay rates twice as high in the ecosystem with higher rainfall in *Quercus suber* L., *Fraxinus angustifolia* Vahl. and *Salix atrocinerea* Brot.; they concluded that the moisture is the most important factor, even over the effect of temperature on litter decomposition.

It should be noted that for China hardwood forests, Huang *et al.* (2007) mention that litter tends to decompose rapidly in the first six months, but there is a higher rate of decomposition in summer, when temperature and humidity favor microbial activity, which contrasts the

años en el área quemada y de poco más de dos años y medio en el área no quemada.

En conjunto, la temperatura y la humedad son un soporte para la biota encargada de la descomposición, pero puede haber diferencia en la velocidad del proceso debido a sus propiedades físicas y químicas de las especies. Villegas (2008) indica que algunas especies se descomponen más rápido bajo condiciones húmedas, mientras que otras lo hacen en época seca. La variación se liga a la capacidad de retención de humedad, la consistencia física y las características químicas de las hojas. Arango (2006), por su parte, determinó tasas de descomposición directamente relacionadas a la dureza de los organismos que estudió; *Verbesina virgata* Cav. con una dureza de $3\,333 \pm 410 \text{ kgF cm}^{-2}$ y *Buddleia cordata* H B K. con $1\,216 \pm 92 \text{ kgF cm}^{-2}$, que refleja el mismo orden para la tasa de descomposición.

En China la tasa de descomposición para taxade hoja caduca, como *Castanea mollissima* Blume, *Quercus fabri* Hance y *Liquidambar formosana* Hance es de $k=2.45$; para especies perennes latifoliadas con vida útil de la hoja <1.5 años, como *Elaeocarpus decipiens* W. B. Hemsley, *Vaccinium mandarinorum* Diels y *Castanopsis sclerophylla* (Lindley et Paxton) Schottky, $k=1.33$; para latifoliadas perennes con vida útil de la hoja >1.5 años, *Neolitsea aurata* var. *chekiangensis* (Nakai) Yen C. Yang et P. H. Huang, *Photinia glabra* (Thunb.) Maxim. y *Meliosma oldhamii* Miq. ex Maxim.), $k=2.30$ (Huang *et al.*, 2007).

CONCLUSIONES

El área quemada tiene una menor carga total media de combustibles, en comparación con la no quemada, lo que ayuda a prevenir incendios más intensos y severos en la primera. Esta tendencia se observa en los combustibles leñosos, a excepción de los podridos con TR de 1 000 h, para los cuales no hubo diferencia entre los tratamientos. También la carga de hojarasca y capa de fermentación es menor en el área quemada, sin diferencias entre las cargas de arbustos ni herbáceas, con baja carga que recuperan con rapidez luego del incendio. El renuevo representa mayor carga en el área incendiada debido al favorecimiento de la regeneración que se dio en los sitios quemados.

La tasa de descomposición de los combustibles finos es más lenta en la zona de estudio que en regiones tropicales, por la existencia de temperaturas y humedad relativa más bajas que las prevalecientes en ellas; sin embargo, fue más rápida en las áreas quemadas. En respuesta a la presencia de mayores temperaturas debidas a la reducción de cobertura vegetal en el área incendiada y al color negro del carbón y del material incandescente, que capta más radiación infrarroja, así como con la prevalencia de una humedad más alta, misma que puede estar relacionada con la exposición norte donde se pusieron las bolsas con los combustibles finos en el sitio incendiado, en comparación con la exposición sur, donde se colocaron las bolsas en el área no quemada.

results found in the temperate forest in this work, which refers that the time of litter decomposition is around two years in the burned area and just over two years in the unburned area.

Overall, temperature and humidity are a support for responsible biota of decomposition, but there may be a difference in the speed of this process because of the physical and chemical properties of the species. Villegas (2008) mentions that some species decompose faster in wet conditions, while others do so in the dry season. The variation is linked to the moisture holding capacity, physical consistency and chemical characteristics of the leaves.

Arango (2006), meanwhile, determined decomposition rates directly related to the hardness of the species he studied; *Verbesina virgata* Cav. with a hardness of $3\,333 \pm 410 \text{ kgF cm}^{-2}$ and *Buddleia cordata* HBK. with $1\,216 \pm 92 \text{ kgF cm}^{-2}$ reflecting the same order for the decomposition rate.

In China the decomposition rate for deciduous species such as *Castanea mollissima* Blume, *Quercus fabri* Hance and *Liquidambar formosana* Hance was $k = 2.45$. For broadleaf evergreen species with leaf life <1.5 years as *Elaeocarpus decipiens* W. B. Hemsley, *Vaccinium mandarinorum* Diels y *Castanopsis sclerophylla* (Lindley & Paxton) Schottky, $k = 1.33$. For perennial broadleaf species with leaf life >1.5 years such as *Neolitsea aurata* var. *chekiangensis* (Nakai) Yen C. Yang et P. H. Huang, *Photinia glabra* (Thunb.) Maxim. y *Meliosma oldhamii* Miq. ex Maxim.), $k=2.30$ (Huang *et al.*, 2007).

CONCLUSIONS

The burned area showed a lower mean total fuel load, compared with the unburned one, which helps to prevent more intense and severe fires in the first place.

This tendency was observed in woody fuels, except for those rotten with 1 000 h RT, for which there were no difference between treatments. Also, the litter load and the fermentation layer were smaller in the burned area. There were no differences between loads of shrubs and herbs, with low load which is quickly recovered after the fire. The greatest burden represented renew fire area due to favoring regeneration that occurred in burned sites. Seedlings had a greater load in the burned area because regeneration was favored in the burned sites.

The decomposition rate of fine fuels is slower in the study area than in tropical regions as temperature and humidity are lower than in those places; however, it was faster in the burned areas. This can be explained as in these areas, there were higher temperatures as the vegetation cover was reduced, the black color from coal, which captures more infrared radiation, and the higher humidity, which is related to northern exposure where the bags of fine fuels were placed in the burned sites,

Tal información sobre cargas de combustibles y su dinámica es de interés para estimar el comportamiento del fuego, para modelar las cargas de combustibles a través del tiempo y para el manejo de combustibles forestales y, en general, para el manejo del fuego.

Finalmente, la comprensión del funcionamiento de los combustibles en los ecosistemas del país se ha enfocado principalmente en la estimación de cargas, mientras el estudio de las tasas de descomposición de hojarasca se ha hecho con fines biológicos, lo que significa que existen algunos vacíos para entender la interacción entre el fuego, los combustibles forestales y la tasa de descomposición, lo que abre la posibilidad a nuevas investigaciones. 🌿

AGRADECIMIENTOS

Al Conacyt, por el apoyo mediante beca crédito a la primera autora. Al Sr. Gerardo Mendoza Ángeles, por su colaboración en la obtención de información de campo. Este trabajo es parte del Proyecto Ajusco sobre Ecología del Fuego, Manejo Integral de Incendios Forestales y Restauración de Áreas Incendiadas (No. 11790206), de la Universidad Autónoma Chapingo, que fue financiado por la misma institución.

REFERENCIAS

- Álvarez S., F. J. 1984. Dinámica de la hojarasca en una selva alta perennifolia: Los Tuxtlas, Veracruz. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 147 p.
- Arango G., A. 2006. Heterogeneidad espacial y dinámica de la descomposición de hojarasca de cuatro especies abundantes en la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 67 p.
- Barajas G., M. G. 1996. Influencia de la meso y macrofauna en la descomposición de la fracción foliar de la hojarasca de especies arbóreas en una selva húmeda tropical. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 102 p.
- Brown, J. K. 1974. Handbook for inventorying downed woody material. USDA Forest Service. Intermountain Forest and Range Experiment Station. General Technical Report INT-16. Ogden, UT. USA. 24 p.
- Callahan Jr., M. A., P. H. Anderson, T. A. Waldrop, D. J. Lione and V. B. Shelburne. 2004. Litter decomposition and soil respiration responses to fuel-reduction treatments in Piedmont loblolly pine forests. In: Connor, K. F. (ed.). Proceedings of the 12th Biennial Southern Silvicultural Research Conference. Gen. Tech. Rep. SRS-71. USDA Forest Service. Southern Research Station. Asheville, NC. USA. 594 p.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). 2008. Reporte oficial de incendios forestales. Chignahuapan, Pue. México. 36 p.
- Conover, W. J. and R. L. Inman. 1981. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. Am. Stat. 35 (3): 124-129.
- Contreras C., I. E. y R. E. Ángeles. 2007. Evaluación de combustibles forestales en el Parque Nacional "El Chico", Hidalgo. In: Proceedings of Wildfire 2007. Sevilla, España. 19 p.
- Espinoza M., A., D. A. Rodríguez T. y F. J. Zamudio S. 2008. Sinecología del sotobosque de *Pinus hartwegii* dos y tres años después de quemas prescritas. Agrociencia 42(6): 717-730.
- Fuentes S., M. 1998. Propiedades tecnológicas de las maderas mexicanas, de importancia en la construcción. Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente 4 (1): 221-229.

compared to the southern exposure where the bags were placed in the unburned area.

Such information about fuel loads and their dynamics is interesting to estimate fire behavior to model fuel loads over time and to manage forest fuels, and in general terms, for fire management.

Finally, knowledge about the operation of fuels in the country's ecosystems has focused mainly on the estimation of loads, while the study of litter decomposition rates has been done for biological purposes, which has generated some gaps in understanding the interaction between fire, forest fuels and the rate of decomposition, opening thus the possibility for new research. 🌿

ACKNOWLEDGEMENTS

To Conacyt, for its support by providing a grant to the first author. To Mr. Gerardo Mendoza Ángeles, for having helped in the data collection in field work. This report is part of the project named «Proyecto Ajusco sobre Ecología del Fuego, Manejo Integral de Incendios Forestales y Restauración de Áreas Incendiadas» (No. 11790206), of the Universidad Autónoma Chapingo, which sponsored it.

End of the English version



- Gallardo, A. y J. Pino. 1988. Importancia del medio físico en la descomposición de la hoja de especies arbóreas. *Lagascalia* 15: 541-547.
- García M., E. 1981. Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Ed. Offset Larios. México, D.F. México. 32 p.
- Huang, J., X. Wang and E. Yan. 2007. Leaf nutrient concentration, nutrient resorption and litter decomposition in an evergreen broad-leaved forest in eastern China. *Forest. Ecol. Manag.* 239: 150-158.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). 2008. Anuario Estadístico de Puebla. Tomos I, II, III. Aguascalientes, Ags. México. 1815 p.
- Myers, R. L. 2006. Convivir con el fuego; manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el Manejo Integral del Fuego. Iniciativa Global para el Manejo del Fuego. The Nature Conservancy. Arlington, VA, USA. 36 p.
- Návar C., J. de J. y E. Jurado Y. 2009. Productividad foliar y radicular en ecosistemas forestales del Noreste de México. *Rev. Cien. For. en Méx.* 34 (106): 89-106
- Núñez Q., S. 1998. Producción de hojarasca, dinámica del mantillo, descomposición foliar y potencial microbiano del suelo, en tres comunidades contrastantes del desierto sonorense. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. México. 102 p.
- Odiwe, A. I. and J. I. Muoghalu. 2003. Litterfall dynamics and forest floor litter as influenced by fire in a secondary lowland rain forest in Nigeria. *J. Trop. Ecol.* 44(2): 243-251.
- Pyne, S. J., P. L. Andrews and R. D. Laven. 1996. Introduction to wildland fire. 2nd ed. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY. USA. 769 p.
- Rocha L., A. G. y N. Ramírez M. 2009. Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-encino en Chiapas, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 84: 1-12.
- Rodríguez T., D. A. 1996. Incendios forestales. Mundi Prensa-Universidad Autónoma Chapingo-Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. México, D.F. México. 640 p.
- Rodríguez T., D. A. and R. L. Myers. 2010. Using characteristics of oaks as guides to restoring fire regimes in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration* 28(3): 304-323.
- Statistical Analysis System (SAS). 2003. SAS/STAT: Users Guide, Ver. 9.1. SAS Institute Inc. Cary, NC. USA. 596 p.
- Smith, T. M. y R. L. Smith. 2007. Ecología. Pearson, Addison Wesley. Madrid, España. 682 p.
- Villegas C., R. P. 2008. Descomposición de las hojas del cacao y de seis especies arbóreas, solas y en mezcla en Alto Beni, Bolivia. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 96 p.
- Waring, R. H. and W. H. Schlesinger. 1985. Forest ecosystems: concepts and management. Academic Press. San Diego, CA. USA. 338 p.
- Zavala C., F. 2000. El fuego y la presencia de encinos. *Revista Ciencia Ergosum* (7) 3: 269-276.

