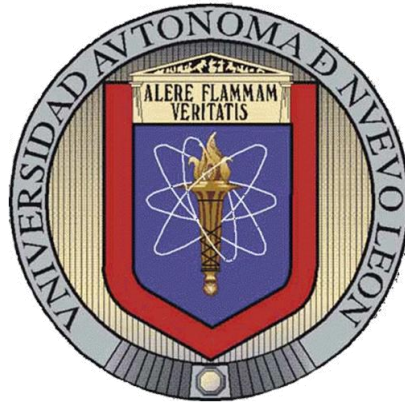


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y RETORNO POTENCIAL DE
NUTRIENTES EN TRES SITIOS DEL ESTADO DE NUEVO LEÓN,
MÉXICO**

TESIS

Como requisito para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

JUAN MANUEL LÓPEZ HERNÁNDEZ

LINARES, NUEVO LEÓN

FEBRERO DE 2014

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

**PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y RETORNO POTENCIAL DE
NUTRIENTES EN TRES SITIOS DEL ESTADO DE NUEVO LEÓN,
MÉXICO**

TESIS

Como requisito para obtener el grado de:

**DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

Presenta:

Juan Manuel López Hernández

Comité de Tesis



Dr. Humberto González Rodríguez
Director



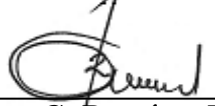
Dr. Israel Cantú Silva
Asesor



Dra. Marisela Pando Moreno
Asesor



Dr. Andrés Eduardo Estrada Castellón
Asesor



Dr. Roque G. Ramírez Lozano
Asesor externo

LINARES, NUEVO LEÓN

FEBRERO DE 2014

Dedicateria

A **Dios**, por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía durante todo el periodo de estudio.

Con mucho cariño principalmente a mis padres que me dieron la vida y han estado conmigo en todo momento. Gracias por todo papá y mamá por darme una carrera para mi futuro, por creer en mí, y porque me enseñaron que en la vida hay que luchar con empeño para lograr nuestros sueños. Aunque hemos pasado momentos difíciles siempre han estado apoyándome y brindándome todo su amor, por todo esto les agradezco de todo corazón el que estén conmigo a mi lado.

A mis Hermanos y Sobrinos, que me acompañaron en esta aventura y que de forma incondicional, entendieron mis ausencias y mis malos momentos, les agradezco su apoyo, su guía y su confianza en la realización de mis sueños. Soy afortunado por contar siempre con su amor, comprensión y ejemplo.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo otorgado para la realización de estos estudios.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León en especial a la Facultad de Ciencias Forestales, por abrirme las puertas para realizar mis estudios y por todas las facilidades otorgadas durante mi estancia en esta institución.

Debo agradecer de manera especial y sincera al Dr. Humberto González Rodríguez por aceptarme para realizar esta tesis bajo su dirección. Usted ha sido mi guía y asesor, la persona que ha estado durante estos años brindándome su apoyo y conocimiento para que hoy pueda culminar con este gran reto. Gracias por su paciencia y dedicación. Le agradezco también el haberme facilitado siempre los medios suficientes para llevar a cabo todas las actividades propuestas durante el desarrollo de esta tesis.

Al Dr. Israel Cantú Silva y la Dra. Marisela Pando Moreno, por sus valiosas sugerencias y acertados aportes durante el desarrollo de este trabajo.

A Dr. Roque Gonzalo Ramírez Lozano por su generosidad al brindarme la oportunidad de recurrir a su capacidad y experiencia científica en un marco de confianza, afecto y amistad, fundamentales para la concreción de este trabajo.

Al Dr. Marco Vinicio Gómez Meza, le agradezco mucho por su voluntad desinteresada en las orientaciones en el análisis estadístico de los datos de esta tesis.

Al Dr. Eduardo Estrada Castellón al estar siempre dispuesto a ayudarme con su experiencia profesional en la identificación de las especies estudiadas.

Al Dr. Tilo Gustavo Domínguez y Dra. María del Socorro Alvarado, por su valiosa amistad, sus conocimientos y el apoyo que me brindaron, durante todo este tiempo que compartimos haciendo más placentera mi estancia en Linares

Al Departamento Académico de Zootecnia de la Universidad Autónoma de Baja California Sur, en especial al Dr. José Ángel Armenta Quintana por todas las facilidades dadas en la realización de la estancia bajo su tutela.

Al Dr. Jorge Ignacio del Valle Arango, profesor del Departamento Forestal de la Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, a David, Elizabeth y Jorge Andrés, por el apoyo tan grande y la amistad que me brindaron durante la estancia de investigación y colaboración en todo lo referente a las practicas en el laboratorio.

A Bernardo, Paola, Yency, Lawson, Cindy, Margarita, Cristian y Felipe, por ser unos amigos increíbles y con quienes compartí lindos momentos durante mi estancia en Medellín, siempre los llevare en mi corazón.

Agradezco a la Sra. Elsa Dolores González por su colaboración y ayuda en todos los análisis de laboratorio, por su paciencia y asesoría tan importante en la realización de esta tesis.

A Don Manuel Hernández Charles que fue indispensable para la realización del duro trabajo en campo. Por ser un asesor más, mi amigo y sobre todo por ofrecer su ayuda en cada momento en el cual lo requerí.

A la M.C. María Inés Yáñez, Gaby, Perla, Jonathan, Marlene, Cesar, Néstor, Paco, Zopi, Joel Bravo, Leonel, Pepe canicas. En general quisiera agradecer a todas y cada una de las personas que me faltaron y han vivido conmigo la realización de esta tesis, con sus altas y bajas y que no necesito nombrar porque tanto ellos como yo sabemos que desde los más profundo de mi corazón les agradezco el haberme brindado todo el apoyo, colaboración, ánimo y sobre todo cariño y amistad.

ÍNDICE

RESUMEN	iii
SUMMARY	iv
ESTRUCTURA DE LA TESIS	v
1. INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Objetivos.....	3
1.1.1. Objetivo general	3
1.1.2. Objetivos específicos.....	3
1.2. Hipótesis general	3
Artículo 1. Descomposición de la hojarasca en bosques de pino – encino y en matorral espinoso tamaulipeco: implicaciones en la fertilidad de los suelos	5
Qué es la hojarasca	6
Importancia de la hojarasca	7
Factores que afectan la descomposición de la hojarasca	8
Condiciones ambientales	8
Composición química de la hojarasca	9
Microorganismos del suelo.....	11
Modelo de descomposición	13
Tasas de descomposición.....	14
Implicaciones en la fertilidad de los suelos	18
CONCLUSIONES.....	19
RESUMEN	20
ABSTRACT	20
REFERENCIAS	20
Artículo 2. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México	29
RESUMEN	29
ABSTRACT	29
INTRODUCCIÓN.....	30
MATERIAL Y MÉTODOS.....	31
Área de estudio	31
Vegetación del área de estudio	31
Colecta de hojarasca	32
Análisis de laboratorio.....	32
Análisis químico	32
Variables ambientales.....	34
Análisis estadísticos.....	34
RESULTADOS	34

Producción de hojarasca	34
Concentración de minerales en las hojas	36
Deposición de minerales	36
DISCUSIÓN	42
CONCLUSIONES	46
AGRADECIMIENTOS	47
LITERATURA CITADA	47

Artículo 3. Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México.....54

RESUMEN	54
SUMMARY	55
INTRODUCCIÓN	56
MÉTODOS	57
Área de estudio	57
Vegetación del área de estudio	58
Colecta de hojarasca	58
Análisis de laboratorio	59
Variables ambientales	60
Análisis estadísticos	61
RESULTADOS	61
Producción de hojarasca	61
Depósito de minerales	65
DISCUSIÓN	68
Caida de hojarasca	68
Depósito de nutrientes	69
CONCLUSIONES	70
AGRADECIMIENTOS	71
REFERENCIAS	71

2. CONCLUSIONES GENERALES.....76

3. LITERATURA CITADA78

4. PUBLICACIONES EMANADAS Y PARTICIPACIÓN EN CONGRESOS.....80

Artículos científicos.....80

Participaciones en congresos.....80

ANEXOS81

RESUMEN

El objetivo de la presente investigación fue conocer durante dos años variables relacionadas con la caída de hojarasca, depósito de nutrientes y la eficiencia en su uso en tres sitios del Estado de Nuevo León (Los Ramones, China y Linares), los cuales representan la comunidad vegetal del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Las cantidades de hojarasca producida y sus componentes defirieron entre los años 2009 y 2010, siendo este último donde se presentaron las mayores producciones tanto de hojarasca como de nutrientes. La producción media de la hojarasca para los dos años de estudio mostraron la siguiente tendencia: Los Ramones (364.8), China (522.7) y Linares (583.1 g m⁻² año⁻¹). Para el componente hojas, las medias fluctuaron de 200.9 (Los Ramones) a 409.8 g m⁻² año⁻¹ (Linares), ramas de 62.4 (Los Ramones) a 89.3 (Linares), estructuras reproductivas de 62.5 (Linares) a 80.3 (Los Ramones) y otros, representado por material vegetal no identificado, cuerpos y heces de insectos fluctuó de 21.1 (Linares) a 32.7 (China). El depósito medio para los dos años de estudio de Ca+K+Mg+P+N para los sitios Los Ramones, China y Linares fue de 10.1, 21.5 y 24.8 g m⁻² año⁻¹, respectivamente. Independientemente del sitio, el orden en el depósito de macro y micro-nutrientes fue el siguiente: Ca>N>K>Mg>P y Fe>Mn>Zn>Cu. Aun cuando el fósforo no mostró diferencias entre sitios, el orden en la eficiencia del uso de nutrientes fue el siguiente: P>Mg>K>N>Ca. Se encontraron diferencias espaciales y temporales en la cantidad de hojarasca depositada en términos de cantidad, calidad y retorno potencial de minerales.

SUMMARY

The objective of this research was to know during two years variables related to litterfall, deposition of nutrients and nutrient use efficiency in three research sites of the state of Nuevo Leon (Los Ramones, China and Linares), which represents the Tamaulipan thornscrub plant community, northeastern Mexico. The quantities of produced litterfall and its constituents differed between 2009 and 2010, being the second studied year where higher litterfall and nutrients occur. Mean litterfall production during the two years showed the following trend: Los Ramones (364.8), China (522.7) and Linares (583.1 g m⁻² year⁻¹). For the leaf component, mean deposition ranged from 200.9 (Los Ramones) to 409.8 g m⁻² year⁻¹ (Linares), twigs from 62.4 (Los Ramones) to 89.3 (Linares), reproductive structures from 62.5 (Linares) to 80.3 (Los Ramones) and the miscellaneous component, constituted by unidentified plant material, body and insect feces, ranged from 21.1 (Linares) to 32.7 (China). For the two studied years, mean annual deposition of Ca+K+Mg+P+N for Los Ramones, China and Linares was 10.1, 21.5 and 24.8 g m⁻² year⁻¹, respectively. Regardless of research site, the order of macro and micro-mineral deposition was as follows: Ca>N>K>Mg>P and Fe>Mn>Zn>Cu. Eventhough phosphorous did not showed statistical differences among sites, the order of nutrient use efficiency showed the following trend: P>Mg>K>N>Ca. There were spatial and temporal variations in litterfall deposition in terms of quantity, quality and potential nutrient returns.

ESTRUCTURA DE LA TESIS

Los resultados generados en esta investigación son abordados en tres artículos científicos, por lo cual ha sido estructurada de la siguiente manera:

Artículo 1: En proceso de revisión por la Revista Ciencia UANL. En este artículo se presenta una reseña de la importancia de la descomposición de la hojarasca en bosque de pino-encino y el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de Nuevo León, México. En dicho artículo, se plantea la necesidad de conceptualizar el conocimiento de la diversidad de la biota desintegradora, las cadenas tróficas en que se basa y la influencia de la descomposición en la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

Artículo 2: Publicado en la Revista Polibotánica. Este artículo versa sobre la producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México, durante el primer año (2009) de la investigación. En dicho periodo experimental, la producción de los diversos constituyentes de la hojarasca y, consiguientemente el depósito de nutrientes, pudo atribuirse a las condiciones ambientales adversas (sequía) que prevalecieron, principalmente para los sitios Los Ramones y China, ya que la precipitación registrada en dicho año estuvo por debajo del promedio histórico para ambos sitios. Adicionalmente, los resultados pueden estar asociados a las diferencias en la cobertura de las especies entre los sitios y a la mayor precipitación registrada en el sitio Linares.

Artículo 3: En proceso de revisión por la Revista Bosque. En este artículo se presentan los resultados sobre la producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México, en el segundo año (2010) de estudio. En este trabajo los resultados se pueden asociar a condiciones de precipitación más favorable que el año anterior, principalmente para los sitios Los Ramones y China, así como también se puede atribuir a mejores condiciones de algunos nutrientes en el suelo (Ca y N) para el sitio Linares, a la estructura florística, a la calidad de hojarasca entre sitios, y a las fluctuaciones anuales de temperatura y precipitación, todos estos factores pudieron igualmente haber influido en la eficiencia del uso de nutrientes.

1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La gran variedad de especies vegetales que se distribuyen en la región noreste de México se categorizan en varios grupos, con base en sus adaptaciones ecológicas y usos forestales, los cuales constituyen el llamado tipo de vegetación “Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET)”, el cual se extiende sobre 125,000 km² desde la planicie costera del Golfo de México hasta la ribera sur de Texas, en Estados Unidos de Norteamérica (Foroughbakhch, 1992; Foroughbakhch *et al.* 2005). La vegetación de esta área consta de pequeños árboles y arbustos conocidos localmente como “matorrales”. El MET está compuesto por casi 60 especies leñosas, muchas de ellas importantes en la producción forestal, silvopastoril (madera, postes, leña, forraje, etc.), las cuales constituyen las actividades más comunes (Ludwig *et al.* 1975; Garrett, 2002).

La importancia de la hojarasca en el retorno de nutrimentos y la acumulación de materia en el suelo ha sido ampliamente documentada en diferentes ecosistemas (Jorgensen *et al.* 1975; Lugo *et al.* 1990; Domínguez, 2009). La producción de hojarasca y su descomposición son procesos fundamentales en el ciclo de nutrientes, ya que representa la principal transferencia de materia orgánica y nutrientes desde la parte aérea a la superficie del suelo (Isaac y Nair, 2006). Esta vía, además de la precipitación directa y de los flujos corticales (Silva y González, 2001) es la fuente principal de fertilización natural. Más de la mitad de la absorción anual de nutrimentos en los bosques se debe a la reincorporación de hojarasca al suelo, y el subsiguiente reciclaje de estos nutrientes son la principal fuente de minerales disponibles (Del Valle-Arango, 2003).

La descomposición de la hojarasca es un proceso crítico para el mantenimiento de la fertilidad y productividad de los ecosistemas terrestres (Prescott, 2005). En muchos de ellos, la productividad de las plantas depende, en gran medida, del ciclaje de nutrientes (Gartner y Cardon, 2004). Las fluctuaciones estacionales en la producción de hojarasca están reguladas, básicamente, por procesos y factores biológicos y climáticos, aunque también la topografía, las condiciones edáficas, la especie vegetal, la edad y densidad del bosque son relevantes (Hernández *et al.* 1992). Los principales elementos que controlan su degradación son: el

ambiente físico-químico, las características de la hojarasca y la composición de la comunidad de descomponedores (Hättenschwiler *et al.* 2005). Hoorens *et al.* (2003) y Zhang *et al.* (2008) señalan que la calidad de la hojarasca es determinante para el grado de descomposición, ya que la mayoría de los ecosistemas terrestres están integrados por una variedad de especies vegetales, cada una de las cuales contribuye al aporte anual del proceso, lo que significa que su composición ejerce un fuerte impacto en este sentido (Hättenschwiler, 2005). Por otro lado, Tuomi *et al.* (2009) indican que la temperatura y la precipitación son los factores primordiales que afectan la degradación. La descomposición de la hojarasca es un proceso fundamental en todos los ecosistemas, por lo que cualquier disturbio que lo altere puede intervenir en su funcionamiento (Vasconcelos y Laurance, 2005).

A pesar de la diversidad de estudios florísticos, ecológicos y biológicos realizados en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México, y particularmente en el estado de Nuevo León, pocos estudios han documentado el depósito y el uso eficiente de minerales de la hojarasca. Por lo anterior, con el fin de fortalecer el conocimiento científico de estos procesos vitales en los ecosistemas, los objetivos de la presente investigación fue cuantificar mensualmente, durante dos años, las fluctuaciones de la producción de hojarasca, el depósito de macro- (Ca, K, Mg, N y P) y micro-minerales (Cu, Fe, Mn y Zn) de las hojas de la hojarasca y el uso eficiente de nutrientes en tres sitios del noreste del estado de Nuevo León, México.

1.1. Objetivos

1.1.1. Objetivo general

Cuantificar la producción de hojarasca y depósito de nutrimentos, en tres comunidades del matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México.

1.1.2. Objetivos específicos

1. Cuantificar las fluctuaciones mensuales y anuales de los diferentes componentes de la hojarasca (hojas, estructuras reproductivas, ramas, entre otros constituyentes).
2. Determinar el depósito de macro- (Ca, P, N, Mg y K) y micro-nutrientes (Cu, Fe, Mn, y Zn) vía el componente hojas de la hojarasca.
3. Describir el uso eficiente de macro-nutrientes en una base anual.
4. Relacionar el ambiente físico (principalmente temperatura, humedad relativa y precipitación) con respecto al depósito de los diferentes componentes de la hojarasca y nutrientes depositados.

1.2. Hipótesis general

Existe variación temporal y espacial en el depósito de hojarasca, nutrientes y su uso eficiente entre sitios, meses y años.

**Artículo 1. Descomposición de la hojarasca en bosque de pino –
encino y en matorral espinoso tamaulipeco: implicaciones en la
fertilidad de los suelos.**

Descomposición de la hojarasca en bosques de pino – encino y en matorral espinoso tamaulipeco: implicaciones en la fertilidad de los suelos¹

JUAN MANUEL LÓPEZ HERNÁNDEZ*, MARISELA PANDO MORENO*, ROQUE GONZALO RAMIREZ LOZANO**, HUMBERTO GONZÁLEZ RODRÍGUEZ*, ISRAEL CANTÚ SILVA*, FRANCISCO ZAVALA GARCIA***

La capa de hojarasca produce un manto orgánico sobre la superficie de los suelos dando por resultado un microclima edáfico peculiar y condiciones adecuadas para un espectro más amplio de organismos. Su descomposición contribuye a la regulación del ciclo de nutrientes y de la productividad primaria, así como al mantenimiento de la fertilidad del suelo forestal¹. Como proceso, la descomposición es clave para el funcionamiento de los bosques ya que, si los nutrientes son liberados rápidamente, pueden perderse por lixiviación edáfica o por volatilización². Por el contrario, si la descomposición es muy lenta, el capital de nutrientes disponible para las plantas puede ser insuficiente y limitar el crecimiento y desarrollo³.

El patrón general para la pérdida de peso de la hojarasca en descomposición comprende dos fases de estado; una inicial de rápido desarrollo por el lavado de compuestos solubles y la descomposición de materiales lábiles (e.g., azúcares, algunos fenoles, almidones y proteínas) y una segunda fase, más lenta, como resultado de la descomposición de elementos recalcitrantes como celulosa, hemicelulosa, taninos y lignina⁴.

Por otra parte, durante la descomposición de la materia orgánica pueden llegar a diferenciarse tres fases para la liberación de nutrientes: una inicial de rápida liberación de componentes solubles, en la que dominan los procesos de lavado, seguida por una fase de inmovilización y, finalmente, una fase de liberación neta. Esta liberación puede tomar varios caminos dependiendo de diferentes factores como la humedad, la temperatura, la disponibilidad de nutrientes en el suelo, la especie, la edad y, fundamentalmente, la calidad de la hojarasca (concentraciones de N y P; relaciones C/N y N/P; contenido de lignina, taninos, etc.). Estas características de calidad de la hojarasca pueden determinar a su vez la biomasa microbiana y la mineralización de los nutrientes^{5,6}.

La descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca constituyen procesos clave para garantizar el adecuado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos y con ello favorecer condiciones

* Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales.

** Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas.

*** Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Agronomía

¹Este manuscrito fue redactado de acuerdo a las reglas editoriales de la Revista Ciencia UANL (<http://www.cienciauanl.uanl.mx/autores>)

físicas, químicas y biológicas saludables en los suelos. En los casos donde la vegetación ha sido eliminada por completo y con ella el funcionamiento de estos ciclos, la restitución de estos procesos es fundamental si se pretende la restauración de estas áreas⁷.

La descomposición de residuos vegetales es un indicador útil para los ecotecnólogos pues integra los efectos del entorno físico (humedad, temperatura, textura), las cualidades químicas del sustrato y la composición y actividad de la biota del suelo. Además, determina la disponibilidad de nutrientes para la vegetación, los efectos de la caída sobre la interacción de las especies y los lugares de acumulación de materia orgánica⁸. Se puede afirmar entonces que la descomposición es el proceso ecológico que tiene relación con el reciclaje de nutrimentos, mantenimiento de los organismos desintegradores, la conservación y fertilidad del suelo y por tanto, en la productividad del ecosistema natural o manejado.

Los aportes de hojarasca varían ampliamente entre ecosistemas forestales en términos de calidad y cantidad. La calidad de la materia orgánica del suelo es de gran importancia para la mayoría de los procesos funcionales que se registran en el suelo de los ecosistemas forestales⁹. Los matorrales subtropicales de las planicies semiáridas de la región noreste de México constituyen la vegetación natural que cubre aproximadamente el 80% de la superficie de los Estado de Nuevo León y Tamaulipas, en las cuales predominan las asociaciones caracterizadas por estratos arbustivos y arbóreos altos o medianos (3-6 m), zacatales, nopales, siendo las más comunes las especies espinosas con hojas compuestas. Este

tipo de vegetación, denominada Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET), constituida en su gran mayoría por especies caducifolias que pierden sus hojas en periodos de sequía y algunas perennifolias¹⁰, se distingue por la gran diversidad de especies, dinámica de crecimiento, diversidad en desarrollo fenológico y longevidad foliar¹¹.

Qué es la hojarasca

Sobre el suelo forestal se van depositando diferentes materiales, provenientes de distintos estratos de la vegetación, como lo son las hojas, ramas, inflorescencias, frutos, entre otros, cuyo conjunto se denomina hojarasca, pero en los ecosistemas forestales, la fracción más importante corresponde a las hojas (estructuras más abundantes). En cualquier tipo de bosque, la mayor caída de hojarasca se produce cada año en un tiempo determinado, de esta manera, el comportamiento de una especie está evidenciado por la ocurrencia de las fases fenológicas como consecuencia de los estímulos de los elementos del clima, principalmente la temperatura y la precipitación. Esta acumulación de residuos orgánicos, citados bajo el nombre de hojarasca, retiene una gran proporción de los nutrientes extraídos del suelo por las plantas¹². Otros autores, definen como biomasa a toda la biomasa viva que se encuentra sobre el suelo incluyendo los fustes, las ramas, la corteza, semillas y hojas; y como biomasa por debajo del suelo, toda la biomasa como las raíces; y como biomasa muerta toda la biomasa leñosa muerta que no forma parte de la hojarasca, ya sea en pie ó sobre el suelo¹³. Por otro lado¹⁴, se define biomasa aérea como aquella que está constituida por componentes tales como hojas, ramas

y fuste, cuyas proporciones varían tanto por especie como por las dimensiones de las plantas.

La cantidad de hojarasca producida por una comunidad vegetal es la suma de los componentes vegetales aéreos finos aportados al suelo durante un período de tiempo, expresados en peso seco, es decir cuántos gramos se depositan por unidad de área en cierto tiempo (por decir, en un metro cuadrado o una hectárea; en un mes o en un año). Allí se incluyen, por tanto, hojas, flores, frutos, semillas, ramas, entre otros. La calidad de la hojarasca se refiere a la cantidad de nutrimentos contenidos en ella. La cantidad de bioelementos (aquellos proporcionados por los tejidos vegetales; como por ejemplo: calcio (Ca), potasio (K), magnesio (Mg), nitrógeno (N), fósforo (P), cobre (Cu), fierro (Fe), entre otros, contenidos en esa hojarasca constituye la principal fuente de nutrientes incorporados al suelo en un ecosistema natural, una vez que la hojarasca se descompone. Por tanto, el ciclo de nutrimentos en ecosistemas forestales se encuentra ligado con el aporte de hojarasca y su posterior descomposición¹⁵. Esta ruta es la principal fuente de fertilización natural en un bosque o matorral. Adicionalmente, la deposición de hojarasca al suelo es muy importante, puesto que produce un mantillo orgánico sobre la superficie del suelo, el cual, a través de su descomposición por la actividad de microorganismos y variables del ambiente como lo es la temperatura, lluvia y radiación solar tendrá un efecto favorable sobre las propiedades físicas y químicas del suelo y consecuentemente determinará el potencial de las plantas para mejorar la calidad de la fertilidad del suelo y productividad en un ecosistema¹⁶.

Importancia de la hojarasca

Dentro de la interrelación suelo-planta, es importante la caída de hojarasca¹⁷, debido que la hojarasca foliar es la principal fuente de nutrientes del suelo forestal y representa el 80% del total de nutrientes retornados al suelo por los detritos del árbol¹⁸. La deposición de hojas juegan un papel importante al proveer cobertura al suelo modificando el ambiente edáfico, conforme se descompone esta hojarasca se convierte en fuente importante de materia orgánica y activando el ciclo biogeoquímico de elementos¹⁹. Los árboles permiten una captura más eficiente de la energía solar y favorecen la absorción, retención o captura de carbono y nitrógeno sobre y bajo el suelo³. Además, reciclan nutrientes, evita la erosión del suelo y mantienen el sistema en un estado de equilibrio dinámico, al reducir la dependencia del sistema sobre insumos externos¹⁹.

El manejo técnico y responsable de un bosque requiere de estudios básicos sobre las características ecológicas de la comunidad así como también de las especies que la componen. Estos estudios deben incluir a los que tratan de determinar la cantidad de materia orgánica que se encuentra acumulada en un momento y lugar específico, así como al contenido de nutrimentos que se encuentra retenido en ellas. La cantidad de materia orgánica o biomasa puede estimarse directamente por peso o indirectamente midiendo los volúmenes y densidades de sus diversos componentes, estableciéndose ecuaciones que permitan utilizar información que se recolecta en los inventarios forestales y así cuantificar tanto la biomasa aprovechada con fines forestales (fuste) como también la descartada en el bosque.

Factores que afectan la descomposición de la hojarasca

La descomposición de la hojarasca es el conjunto de procesos físicos y químicos por los cuales ésta se reduce a sus constituyentes químicos básicos. Es además el proceso más importante de reciclado de nutrientes en cualquier ecosistema, ya que por medio de la descomposición de la hojarasca, los nutrientes vuelven a estar disponibles para las plantas y se mejoran los suelos, ya que aporta estructura y capacidad de retención agua y nutrientes^{20, 21}.

La descomposición de la materia orgánica constituye asimismo uno de los flujos principales del ciclo del carbono (C), ya que una gran parte de este elemento regresa a la atmósfera por la respiración de los organismos descomponedores. Este proceso, depende de varios factores: las condiciones ambientales, la composición química inicial de la propia hojarasca y de los organismos del suelo²². Se ha propuesto que estos factores ejercen un control jerárquico sobre la descomposición, debido a la regulación de la actividad microbiana al bajar en las escalas de espacio y tiempo: clima > composición química de la hojarasca > organismos del suelo²³. En este sentido, la composición química inicial de hojarasca determina la velocidad con la que ésta se descompone²⁴.

Condiciones ambientales

El clima es el principal factor que regula el proceso de descomposición, el cual actúa conjuntamente con las características químicas y físicas de los componentes de la hojarasca, la propia fauna desintegradora y, finalmente, con las características

del suelo que favorecen la actividad de los desintegradores, tales como la porosidad, aireación y contenido de materia orgánica²⁵. La temperatura y la humedad influyen en la mineralización de la materia orgánica principalmente a través de sus efectos sobre los organismos descomponedores. La influencia de ambos factores sobre la descomposición es difícil de cuantificar y aclarar debido a la interacción entre ambos factores y a la concurrencia de otros. La influencia de la temperatura y la humedad depende tanto de los requerimientos de los microorganismos implicados en el proceso como de la naturaleza del sustrato²⁶.

Varios autores han demostrado una relación positiva entre humedad y pérdida de peso en varios tipos de clima^{27, 28, 29, 30, 31}. Las precipitaciones ejercen un efecto durante los primeros estados de la descomposición debido al lavado de sustancias lábiles de la hojarasca³². La eficiencia de este lavado depende de la intensidad y cantidad de las precipitaciones³³. Sin embargo, también hay casos en los que precipitaciones muy altas provocan una disminución de la descomposición debido a que producen unas condiciones de anaerobiosis³⁴. La concentración de nutrientes y de componentes como la lignina también puede variar con la precipitación³⁵. Generalmente, las concentraciones de fósforo y de nitrógeno incrementan significativamente con el aumento de las precipitaciones²⁷. Además, las precipitaciones juegan un papel importante en la fragmentación de la hojarasca. El tamaño de los residuos determina la velocidad de descomposición. Así, los fragmentos de ramas de diámetro pequeño se descomponen más rápidamente que los grandes, debido a que, además de tener menos superficie susceptible de ser atacada

por los microorganismos pierden rápidamente peso inicial al liberar compuestos lábiles (azúcares, almidones y proteínas) durante las primeras etapas de la descomposición; la pérdida de peso de los fragmentos grandes ocurre a una velocidad más uniforme al no contener una proporción de fragmentos lábiles³⁶.

La caída y descomposición de la hojarasca muestran patrones temporales que reflejan variaciones ambientales en los vientos, temperatura y principalmente, en la distribución de la precipitación. En los ecosistemas con una estación seca, bien o poca definida (como en las selvas tropicales húmedas), la caída de hojarasca es máxima durante ese período, y su descomposición es más rápida en el siguiente período húmedo, alcanzando tasas de descomposición hasta 30% más altas en estos períodos de humedad^{37, 38}.

Se ha propuesto que la evapotranspiración y el contenido de lignina controlan en mayor medida las tasas de descomposición en los ecosistemas terrestres, demostrando que la influencia de la evapotranspiración sobre la descomposición ocurre a través de un efecto indirecto en la química de la hojarasca³¹. Se ha documentado que existe una relación lineal entre la hojarasca en descomposición y la evapotranspiración anual que va desde los ecosistemas árticos hasta las selvas tropicales³⁹ por lo que la evapotranspiración puede predecir de mejor manera las constantes de descomposición de la hojarasca (expresada como valores de k). Por ello, la evapotranspiración, la cual es tres veces más alta en la región tropical húmeda con respecto a los bosques templados, puede ocasionar tasas de descomposición

hasta cuatro veces mayores en las primeras, como se ha mencionado anteriormente²⁰.

Por otro lado, una serie de estudios realizados en México en matorrales sarcocaulales de Baja California caracterizados por una menor precipitación, demostraron que la exposición del material vegetal a la radiación, las altas temperaturas y la humedad originaron mayores tasas de descomposición⁴⁰, mientras que la descomposición de la hojarasca en una selva baja caducifolia de Jalisco ocurrió prácticamente durante la estación lluviosa y en un pastizal del desierto chihuahuense esta descomposición se asocia más a la precipitación y temperatura que con el tiempo de exposición^{41, 42}.

Composición química de la hojarasca

Con respecto a la composición química y la calidad de la materia orgánica, se pueden distinguir tres fracciones principales: una de fácil descomposición, soluble, que se pierde rápidamente; otra insoluble, pero fácilmente degradable, que se compone principalmente de hemicelulosa y celulosa, y una tercera que persiste durante más tiempo y que está compuesta principalmente por ceras, lípidos, ligninas y carbohidratos lignificados²⁴.

La fracción soluble representa a los componentes más lábiles de la hojarasca y son compuestos que son rápidamente degradados durante las primeras etapas de la descomposición por el rápido crecimiento de los microorganismos que se ven favorecidos por una alta concentración de nitrógeno⁴³. Las propiedades iniciales de la hojarasca van cambiando con el tiempo y van siendo cada vez menos importantes. Así, la concentración inicial de sustancias solubles es

la que afecta de forma más importante a las pérdidas iniciales de masa; este hecho ha sido constatado por diversos autores^{36, 44, 45}. Las pérdidas de constituyentes solubles de la hojarasca por lavado oscilan entre el 14% y el 23% del peso inicial⁴⁶.

El contenido de nitrógeno juega un papel importante en la descomposición de los residuos vegetales⁴⁷. Un alto contenido en nitrógeno regula las primeras fases de la descomposición ya que, además de mejorar el crecimiento de los microorganismos de crecimiento rápido que degradan los compuestos lábiles de la hojarasca, inhibe la producción de enzimas ligninolíticas⁴⁸; así, la concentración de lignina aumenta a lo largo del proceso de descomposición. En este ambiente se impide el crecimiento de muchos organismos capaces de descomponer la lignina como son los basidiomicetos, ya que estos hongos de crecimiento lento son incapaces de competir con los microorganismos de crecimiento rápido y son eliminados de la comunidad descomponedora⁴⁹. Además, durante estas etapas iniciales del proceso se forman cantidades altas de nitrógeno mineralizado y compuestos de bajo peso molecular que reaccionan con la lignina existente, dando lugar a compuestos recalcitrantes, afectando así negativamente a la descomposición⁵⁰. En resumen, a pesar de que normalmente el nitrógeno favorece la descomposición en las fases tempranas, a veces en las fases tardías va a ejercer un efecto retardante, debido a sus interacciones con la lignina; en hojarascas con altas concentraciones de nitrógeno, la lignina se descompone más lentamente mientras que en las que poseen bajas cantidades de nitrógeno se favorece el crecimiento de organismos como los basidiomicetos que son capaces de degradar la lignina⁴⁹.

La relación C/N es un buen indicador de la susceptibilidad de la hojarasca para ser degradada. En general, hojarascas con C/N altas se descomponen más lentamente que otras con C/N bajas. Una mayor relación C/N indica la existencia de una mayor cantidad de carbono respecto a la del nitrógeno y se ha propuesto que esto se relaciona con una menor calidad del sustrato y por tanto, una descomposición más lenta⁵¹. Esto es, si hay más concentración de C y muy poca de N en la hojarasca en descomposición, se producirá menos N disponible en el suelo que podrá ser inmovilizado por la microbiota desintegradora, y por tanto habrá menos N para ser asimilado por las plantas; por el contrario, con un índice más pequeño (es decir, más concentración de N), el N inmovilizado será menor y estará más disponible para las plantas⁵¹.

La relación C/N disminuye gradualmente por la mineralización. Cuanto más baja es la relación C/N de la materia orgánica del suelo, mayor es su tasa de mineralización. También se puede mencionar que si dichos componentes orgánicos poseen alta relación C/N, la actividad microbiana va a ser escasa. Cuando la transformación de la materia orgánica termina, la relación C/N suele encontrarse aproximadamente en 12. De forma general, los diferentes valores de relación C/N que dan lugar a diferentes calidades edáficas de la materia orgánica se denotan a continuación⁵¹: <8: Muy buena, 8-10: Buena, 12-15: Mediana, 15-20: Deficiente, 20-30: Mala y >30: Muy mala. La relación lignina/N también ha sido empleada como un buen regulador de la tasa de descomposición. Hojarascas con cantidades bajas de lignina y altas de nitrógeno se descomponen más rápidamente que aquellas hojarascas que poseen mucha lignina y poco nitrógeno⁵¹.

Las concentraciones de N, P, la relación C/N, la concentración de lignina y las relaciones lignina/N y lignina/P, tienen un valor menos predictivo en la descomposición de hojarasca³¹. En las selvas tropicales, sin embargo, la amplia diversidad de especies y la variación ínter-específica en la concentración de nutrientes, ligninas y polifenoles, determinan que en estos ecosistemas el contenido de nutrientes y el tipo de materia orgánica en la hojarasca está fuertemente relacionado con la velocidad de su descomposición⁵²; de este modo, se les puede considerar como buenos indicadores del proceso, pues además en general tienen altas concentraciones de N y baja relación de lignina/N en la hojarasca y además, los nutrientes más móviles (K, P) disminuyen rápidamente al inicio de la descomposición y el N se puede acumular^{24, 53}.

Además de la lignina, otros componentes que ejercen un control negativo sobre la velocidad de descomposición de la hojarasca son los polifenoles o los taninos. Los polifenoles facilitan la formación de gruesas capas orgánicas donde el nitrógeno es retenido y aumentan la acidez al precipitar las proteínas. También la dureza de la hoja tiene una relación negativa, la cutina forma parte de la fracción lignina y es uno de los constituyentes más recalcitrantes que confiere resistencia a la degradación microbiana²⁹.

Microorganismos del suelo

Los microorganismos del suelo desempeñan un papel fundamental durante la descomposición de la hojarasca. Así, a lo largo de este proceso se establece una sucesión de organismos implicados en la biodegradación del material vegetal⁵⁴. Durante las

etapas iniciales de la descomposición de la hojarasca hay un predominio de los organismos de la estrategia r (con una elevada tasa de crecimiento, pero con una habilidad competitiva muy baja), mientras que en las etapas finales dominan los organismos de la estrategia k (con un crecimiento poblacional más bajo, pero con mayor habilidad competitiva)⁵⁵. En las primeras fases de la descomposición se produce un aumento del número de bacterias y hongos, debido a la gran cantidad de nutrientes disponibles en los residuos vegetales recién caídos⁵⁶. En las últimas fases, debido a las condiciones menos favorables y a la reducción de nutrientes, la cifra de la mayoría de bacterias y hongos disminuye, mientras que el número de actinomicetos incrementa. En estas etapas, el contenido en lignina aumenta y existe aparentemente una falta de fuente de energía para el crecimiento microbiano⁵⁷. Los actinomicetos son débiles competidores, sólo llegan a ser importantes durante la descomposición de la hojarasca cuando los nutrientes son limitantes y ejercen presión sobre otras bacterias y hongos⁵⁸.

La sucesión de microorganismos durante la descomposición es determinada por variables climáticas, como la temperatura y humedad, y por la calidad de la hojarasca⁵⁹. Además, cada tipo de hojarasca posee una comunidad de hongos específica en las primeras fases de la descomposición⁶⁰.

El papel que juegan las bacterias y los hongos en la descomposición del material vegetal es diferente, mientras que los hongos son capaces de descomponer y asimilar compuestos recalcitrantes de peso molecular alto como la lignina o taninos⁶¹, las bacterias no tienen mucha importancia en los procesos degradativos hasta que la hojarasca es

parcialmente descompuesta por los hongos, como *Penicillium* o *Fusarium* que descomponen celulosa y lignina⁶². La importancia relativa de hongos y bacterias en los procesos de descomposición depende del tipo de comunidad vegetal y del estado de descomposición⁶³.

El contenido de agua del sustrato puede actuar como limitante en dos procesos: el primero está relacionado con los requerimientos metabólicos de agua de los organismos descomponedores, cuya actividad respiratoria mejora a medida que aumenta el contenido de humedad, hasta un límite marcado por la influencia de agua; un segundo proceso, el intercambio de O₂ y CO₂, con la atmósfera, que se detiene cuando el contenido de agua excede cierto límite⁶⁴. Los microorganismos descomponedores desarrollan su máxima actividad en un rango de humedad y unos valores óptimos. La actividad catabólica de los microorganismos del suelo parece estar limitada a potenciales por arriba de -5 MPa. Sin embargo, en estudios de laboratorio se ha observado que por encima del 50% de humedad atmosférica se produce una disminución de la absorción de oxígeno⁶⁵.

Al igual que sucede con la humedad, la máxima actividad de los microorganismos descomponedores se produce entre unos valores de temperatura óptimos, disminuyendo cuando la temperatura se aleja de esos valores. La mineralización máxima de la materia orgánica se da en un rango de temperaturas entre 25 y 45 °C, siendo la óptima 37 °C. La hojarasca, como la producida por coníferas, que posee un pH ácido es degradada fundamentalmente por hongos bajo condiciones aerobias, debido a que éstos parecen ser más

tolerantes a las condiciones de bajo pH que las bacterias^{65,66}.

Aunque la mayoría de los procesos de mineralización de los nutrientes contenidos en la hojarasca es controlada directamente a través de los microorganismos descomponedores, su capacidad para llevar a cabo este proceso está fuertemente influenciada por animales de niveles tróficos superiores. Así, primero la macrofauna (organismos de 6 a 200 mm) como ratones y topes, y la mesofauna (de 200 a 6000 µm) como artrópodos, anélidos, nematodos y moluscos, fragmentan la hojarasca en pequeños trozos aumentando así la superficie disponible para los microorganismos. Además, esta macro y mesofauna afectan a la tasa de descomposición al estimular las poblaciones de los microorganismos descomponedores, participan en la estructuración del suelo, movilizan nutrientes del material orgánico y redistribuyen, con sus movimientos verticales y horizontales, las sustancias minerales y orgánicas dentro del perfil del suelo afectando al crecimiento y desarrollo de las plantas³⁹.

Se ha demostrado que la actividad de los macroinvertebrados (principalmente predadores) contribuye a producir cambios en la composición química de la hojarasca durante el proceso de descomposición, presumiblemente a través de su efecto sobre los microinvertebrados y sobre la microflora⁶⁷. La abundancia y actividad de invertebrados está frecuentemente influenciada por la composición química inicial de los residuos vegetales⁶⁸.

Así mismo al ser la fracción foliar la mayor proporción de la hojarasca en las selvas tropicales

(alrededor de un 68%), se favorece notablemente el crecimiento y reproducción de los hongos y las bacterias, lo que a su vez repercute en un mayor transporte y dispersión por diversos integrantes de la meso y macrofauna quienes diseminan sus propágulos al fragmentar las hojas²³.

Modelo de descomposición

Uno de los objetivos que existe internacionalmente en los estudios de descomposición de hojarasca, es tratar de ajustar las tasas de descomposición a algún modelo para poder predecir en el corto y mediano plazo el proceso. Para describir el comportamiento del proceso de descomposición, los datos de pérdida de peso se pueden ajustar a tres modelos matemáticos: 1, Modelo exponencial simple; 2, Modelo doble exponencial y 3, Modelo asintótico.

De los tres modelos matemáticos empleados para calcular las tasas de desintegración de los diferentes tipos de material, el modelo exponencial simple es el que presenta los valores más bajos. Algunos autores afirmaron que las tasas de descomposición en campo no siempre responden a una función exponencial negativa y que este tipo de regresión sólo podría aplicarse en el caso de que los residuos vegetales fueran químicamente homogéneos, cosa que no ocurre, puesto que los tejidos están constituidos por una gran variedad de sustancias químicas de composición y propiedades diferentes. Además, se ha manifestado que el modelo exponencial simple sólo se ajusta a la primera fase de la degradación, pero no a la siguiente cuando es extremadamente lenta. Por tanto, la tasa de descomposición inicial realmente no indica las dinámicas de descomposición y liberación de nutrientes al suelo³⁷.

^{69, 70}. De esta manera, los modelos doble exponencial y asintótico describirían mejor la tendencia de la pérdida de peso en el tiempo ya que consideran diferentes fracciones de la hojarasca, mostrando que al inicio del experimento el lavado de los materiales solubles y/o descomposición de los componentes de fácil degradación (azúcares, almidones, proteínas) generan las mayores pérdidas de masa, y que a partir de los 60 días las curvas se mantienen con respecto al tiempo, pues ocurre la descomposición de celulosa, hemicelulosa, grasa, taninos y lignina, materiales constituyentes de la pared celular, los cuales se degradan lentamente. No obstante, las consideraciones teóricas del modelo doble exponencial asumen que k_1 y k_2 deberían ser menores que cero⁷¹. Estos modelos exponenciales suponen que la descomposición absoluta podría decrecer progresivamente, la proporción de peso remanente cambia en función del tiempo y la expresión podría estar situada entre $X=1$ y $X=0$. A partir de la información descrita, se denotan los modelos. El primer modelo es una función de crecimiento exponencial simple propuesto por Jenny *et al.* (1949) y discutido detalladamente por Olson (1963). Este modelo plantea que la descomposición sigue un patrón único:

$$X_t = X_0 e^{-kt} \quad [I]$$

Donde X_t es la fracción de hojarasca remanente en el tiempo t (días), X_0 es la cantidad inicial de hojarasca, e es la constante exponencial, y k es la tasa de descomposición.

El segundo modelo es una modificación del exponencial simple a un decrecimiento exponencial doble, que divide la hojarasca en una fracción lábil

de descomposición relativamente fácil y otra recalcitrante de más lenta descomposición, donde cada fracción decrece exponencialmente con diferentes tasas⁷¹. Este modelo sigue un patrón de descomposición en dos fases:

$$X_t = Xpe^{-k_1t} + X(1-p)e^{-k_2t} \quad \text{[II]}$$

Donde p es la fracción lábil, e es la constante exponencial, $1-p$ es la fracción recalcitrante, k_1 es la tasa constante de descomposición de la fracción lábil, y k_2 es la tasa constante de descomposición de la fracción recalcitrante. La descomposición total se representa por la suma de las fracciones individuales.

El modelo asintótico considera que existe una fracción de materia orgánica totalmente resistente a la descomposición, generando un valor limitante a medida que el proceso avanza; se expresa como exponencial simple cuando tiende hacia una constante positiva en lugar que hacia cero, o como doble exponencial cuando k_2 es igual a cero, es decir cuando la fracción recalcitrante es resistente a la descomposición⁷². El modelo asintótico se describe a continuación:

$$X_t = A + (1-A)e^{-kt} \quad \text{[III]}$$

Donde A es la fracción del material inicial de difícil descomposición o no lábil, $(1-A)$ representa el material lábil, e es la constante exponencial, k es la constante de descomposición y t es el tiempo (días). Considerando las limitaciones que presenta el modelo exponencial simple de no tomar en cuenta las fracciones lábiles y recalcitrantes, sigue siendo el

modelo más empleado para calcular la tasa de descomposición k .

Tasas de descomposición

La descomposición de la hojarasca se ha determinado en un sin número de estudios, reflejando la importancia del proceso en el reciclaje de nutrientes en los ecosistemas. La técnica del uso de bolsas para el estudio de la descomposición de hojarasca propuesta por Bock y Gilbert en 1957 ha sido la más empleada en zonas templadas y tropicales a pesar de las limitaciones que esta técnica tiene entre las que se identifican, el tamaño de los orificios que pueden excluir parte de la macro-fauna o inducir la pérdida de material, y el confinamiento de la hojarasca puede modificar las condiciones microclimáticas^{70, 73, 74}. Sin embargo, el método además de realizar el seguimiento de la pérdida de peso de la hojarasca o componente bajo estudio, permite la evaluación química y biológica del material bajo condiciones de campo, y es útil para comparar las tasas de descomposición entre diferentes especies de plantas y entre sitios diferentes⁷⁵.

Los estudios sobre la descomposición de la hojarasca en México iniciaron con los trabajos que realizó Martínez-Yrizar (1980, 1984), quienes analizaron las tasas de descomposición de las hojas de especies arbóreas de una selva baja caducifolia en el occidente del país usando bolsas de malla, que es una forma directa de estudiar la descomposición⁷⁶. En dichos estudios se encontró que existen diferencias en la descomposición al comparar diferentes tamaños de malla, siendo más rápida con malla grande ya que se permite el acceso de la mayoría de los grupos de

la fauna desintegradora. Los experimentos fueron realizados paralelamente a estudios de producción de hojarasca en dicho lugar, considerando entonces las especies más importantes en cuanto a su contribución a la formación del mantillo orgánico. Esta tendencia de estudiar a las especies más importantes ha continuado en los estudios de descomposición, lo cual es lógico ya que se busca en primera instancia determinar principalmente de qué especies provienen los recursos que son desintegrados y mineralizados en el suelo.

De este modo, se cuantificó la producción de hojarasca en comunidades sucesionales de un bosque de pino-encino en dos localidades de Chiapas y se evaluó simultáneamente la descomposición de hojarasca de siete especies (*Alnus acuminata* subsp. *arguta*, *Chiranthodendron pentadactylon*, *Clethra suaveolens*, *Liquidambar styraciflua*, *Quercus crassifolia*, *Quercus sapotifolia* y *Pinus oocarpa*). Después de un año, la máxima acumulación de hojarasca se registró en el bosque de pino-encino ($7.59 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), seguido por el bosque de encino ($6.58 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), el bosque de pino-encino-Liquidámbar ($5.33 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), el bosque de pino ($5.18 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el menor aporte anual de hojarasca se registró en las parcelas bajo restauración forestal ($2.43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$). Después de 10 meses, la mayor descomposición de hojarasca ocurrió en *Alnus acuminata* (61%-67%; $k=1.74 \text{ años}^{-1}$). Independientemente de la condición forestal, en el resto de las especies la descomposición fluctuó de 34% a 52% y no se detectaron diferencias entre las condiciones del bosque¹². Estudios realizados en diferentes ecosistemas forestales se encontró que en bosques de *Pinus halepensis* presentan tasas de descomposición del orden del 18% en 396 días.

Mientras que para bosques de *Quercus ilex* se detectó una pérdida del 25.7% en 374 días y para bosques de *Abies alba* del 16.8% en 354 días⁷⁷. Para el ciprés de cordillera (*Austrocedrus chilensis*) se reportan tasas de descomposición foliar de 0.27 año^{-1} con una vida media de 2.6 año^{-1} . Este valor de k es intermedio para algunas coníferas del hemisferio norte como *Tsuga heterophylla* y *Abies amabilis* ($0.20\text{-}0.22 \text{ año}^{-1}$)⁷⁸ y *Pinus sylvestris* (0.22 año^{-1})⁷⁹. Mientras que en las aciculifolias poseen tasas de descomposición de hojarasca más elevadas ($0.30\text{-}0.36 \text{ año}^{-1}$)³⁶. Es por ello que la calidad del mantillo en los bosques de pino-encino es un factor determinante en la descomposición, ya que influye en la velocidad con la que se descompone la materia orgánica, independientemente de las condiciones ambientales. Por ejemplo, si en las hojas dominan moléculas lábiles (azúcares y proteínas) sobre moléculas más complejas (lignina), la velocidad de descomposición va a ser mayor en comparación a hojas donde dominan moléculas complejas⁸⁰. A esto se le atribuye que las hojas provenientes de encinos tienen una mayor tasa de descomposición que los pinos, ya que las hojas de los encinos tienen una menor dominancia de moléculas complejas en comparación con las acículas de los pinos. En las Tablas I y II se muestran diferentes tasas de descomposición de algunas especies forestales y frutales.

De todos estos estudios uno en particular ha abierto las puertas al análisis de un grupo muy importante en la descomposición: la microbiota. En la cual se estudió la sucesión de hongos hyphomycetes en la descomposición de las hojas de *Quercus germana*, *Q. xalapensis* y *Liquidambar styraciflua*, especies importantes del Bosque Mesófilo de Montaña. Se

trata de un estudio pionero en el que se observó que conforme avanzó la descomposición, disminuyó la riqueza específica y la diversidad de estos hongos, concluyendo que los hyphomycetes constituyen una comunidad dinámica en la que existe reemplazamiento de especies⁵.

Tabla I. Porcentaje de descomposición la hojarasca en días y vida media ($t_{0.50}/k$) y máxima ($t_{0.99}/k$) de algunas especies forestales y frutales.

Especie	%	Días	$t_{0.50}$ años ⁻¹	$t_{0.99}$ años ⁻¹
<i>Pinus halepensis</i>	18	396	4.31	31.13
<i>Abies alba</i>	17	354	2.88	5.71
<i>Quercus</i> ssp.	22	365	1.99	3.94
<i>Acacia mangium</i>	25	73	0.40	2.70
Matorral tipo Mediterráneo	19	365	2.63	5.19

Tabla II. Tasa de descomposición de hojarasca y vida media en años ($t_{0.50}/k$) de algunas especies forestales y frutales.

Especie	k	$t_{0.50}$ años ⁻¹
<i>Pinus halepensis</i>	-0.0004	4.31
<i>Austrocedrus chilensis</i>	-0.27	2.6
<i>Tsuga heterophylla</i>	-0.20	2.6
<i>Abies amabilis</i>	-0.22	2.6
<i>Pinus sylvestris</i>	-0.22	2.1
Acículadas	-0.36	
<i>Mangifera indica</i>	-0.64	1.08
<i>Persea americana</i>	-0.9	0.77
<i>Annona cherimola</i>	-1.3	0.53
Selva tropical	-2.9 a -5.1	0.20 a 0.42

Comparando los ecosistemas anteriores con la región de los bosques subantárticos, se reportan valores similares para especies perennifolia *Nothofagus dombeyi* de 0.23 a 0.31 año⁻¹ (81), pero inferior a las tasas de la especie caducifolia *Nothofagus pumilio* en el norte de la Patagonia (0.47 a 0.79 año⁻¹)⁸² y en Tierra del Fuego (0.56 año⁻¹)⁸³.

En cuanto a tasas de descomposición para Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) aun no se cuenta con datos que muestren la velocidad de degradación de la hojarasca en estos ecosistemas, pero se cuenta con reportes en ecosistemas similares al MET como son los del mediterráneo donde, se reportan pérdidas anuales del 15% al 19% en hojarasca de especies de matorral mediterráneo⁸⁴.

La hojarasca de *Adenocarpus decorticans* Boiss. en la Sierra de los Filabres (Almería), tras 828 días de incubación en el campo, presentó una pérdida de peso inicial del 70% y una tasa de descomposición estimada a partir de la aplicación del modelo exponencial simple de -0.82 en el primer año, -0.62 el segundo año y -0.53 para el conjunto del periodo, mientras que la liberación de nutrientes siguió una tendencia de K>Mg>Ca> P>N⁸⁵. Trabajos similares al anterior para este mismo ecosistema reportan tasas de -0.44 para *Fraxinus angustifolia* en la zona de Doñana y de -0.62 para *Quercos pyrenaica* en la Saucedá. En tanto que para leguminosas herbáceas, leguminosas arbustivas y gramíneas, indicaron que la velocidad de descomposición de la hojarasca de la leguminosa arbustiva ($k = 0.55$ año⁻¹) es mayor que la de las otras dos hojarascas y que la hojarasca de las gramíneas es la más resistente a la descomposición ($k = 0.34$ año⁻¹)²⁹. Sin embargo, las constantes encontradas son más altas que las

indicadas para diferentes especies de pinos (0.12 a 0.14 año⁻¹) y para *Cistus laurifolius* L., arbusto no leguminoso (cuya constante es 0.21 año⁻¹) en Almería⁸⁵. En estos casos las diferencias en las constantes no solo reflejan las diferencias en el tipo de hojarasca sino también la influencia de los factores ambientales que limitan la descomposición. En este sentido, la zona mediterránea se considera una zona geográficamente crítica para la descomposición de la materia, pues el factor limitante principal de la descomposición no es la temperatura, como ocurre en las zonas templadas, sino la humedad baja, principalmente en verano²⁵.

Con respecto a zonas áridas, se llevó a cabo un estudio de campo en un Matorral Sarcocaula usando también material foliar de *Jatropha cinerea*, *Fouquieria diguetii*, *Cyrtocarpa edulis* y *Prosopis articulata*. Además de utilizar malla grande y malla chica en las bolsas, y de realizar dos experimentos uno en la estación húmeda y otro en la estación seca, consideró también la variable luz, ya que colocó muestras debajo de la cobertura de los árboles y en zonas abiertas. En dicho estudio se concluyó que fue determinante la exposición de las hojas en descomposición a la radiación, las altas temperaturas y la humedad, y que las termitas movilizaron también gran parte de la hojarasca hacia las capas profundas del suelo⁴⁰. Por otro lado en un estudio llevado a cabo en el Desierto Sonorense, se determinó que la máxima descomposición se presentó en la época de lluvias y que en los sitios con vegetación más densa se registró el mayor potencial microbiano. En dicho estudio se incorporó el análisis de la descomposición de hojarasca mezclada de varias especies, la cual mostró tasas de descomposición intermedias ($t_{0.50}$) entre las hojas de

Olneya tesota y *Encelia farinosa* con 183 días. Este estudio consideró también la transferencia de C a través del mantillo⁸⁶.

En lo que respecta a la Selva Tropical Húmeda, se estimó la tasa de descomposición utilizando un método indirecto que relaciona la caída con la acumulación de hojarasca en un coeficiente que puede ser anual (K) o mensual (k). El coeficiente fue de 5.1 para el ciclo que inició en la estación lluviosa y 2.9 para la estación de sequía; el coeficiente de descomposición mensual fue más alto durante los meses lluviosos: octubre y noviembre (0.86 mes⁻¹ y 0.68 mes⁻¹, respectivamente)³⁸.

Se ha demostrado que hay coincidencias entre las tasas de descomposición de bosques templados y tropicales y que las variaciones son mayores dentro de los mismos sitios, lo que resalta la importancia de factores biológicos y edáficos locales²³; por ejemplo, en bosques templados, la forma de vida, el hábito decíduo o perennifolio e incluso la coloración de la hojarasca, pueden explicar la variabilidad en la disminución del peso del tejido a lo largo de la descomposición^{76, 87}. Analizado de esta manera, el coeficiente de descomposición (k), que indica la relación caída de hojarasca/acumulación, varía de 0.5 en los bosques templados, a 2.0 en las selvas tropicales. Explicado de otra manera, las tasas de descomposición de la materia orgánica en las selvas tropicales oscilan entre un 2% y 5% por año, aunque existen casos en los cuales el proceso puede ser más rápido como lo son las hojas de *Ficus yoponensis* en la selva de Los Tuxtlas, Veracruz, en donde toda la descomposición ocurrió en tres meses³⁷; por otro lado, la descomposición en los bosques templados es mucho más lenta, con valores que oscilan de 0.4% a

1% por año⁸⁸. Estas diferencias pueden atribuirse principalmente a las temperaturas altas y humedad constante que existen en las zonas tropicales, condiciones que propician la lixiviación de los compuestos más solubles, así como también el establecimiento de la fauna desintegradora que fraccionará el material, y de la microflora que será la principal responsable de la mineralización⁸⁹.

Implicaciones en la fertilidad de los suelos

El suelo conforma la base de todos los ecosistemas terrestres, representa el medio de soporte para el crecimiento vegetal. Es una mezcla compleja de materiales inorgánicos (arcilla, limo y arena), materia orgánica en descomposición, agua, aire, constituye un ambiente único para una gran variedad de organismos, los cuales, a su vez, influyen notablemente en su formación y estructura⁹⁰.

La acumulación de hojarasca en el suelo se ha considerado como una herramienta positiva de manejo, dado que se reduce la posibilidad de pérdida de nutrientes por lixiviación y se produce una mayor protección del suelo contra la erosión⁹¹. Así mismo, la cantidad y naturaleza de la hojarasca tienen una importante relación con la formación del suelo y el mantenimiento de su fertilidad, de ahí que la cuantificación de su producción y naturaleza sean una importante aproximación para la comprensión de los bosques y del ciclaje de nutrientes⁴⁶. La cantidad de bioelementos contenidos en esa hojarasca constituye la principal fuente de nutrientes incorporados al suelo en los ecosistemas naturales, una vez que la hojarasca se descompone¹⁵.

La tasa de descomposición de hojarasca y la inmovilización de nutrientes en la misma están íntimamente relacionadas con las propiedades de las hojas (concentraciones de nitrógeno, carbono, lignina y la resistencia física, entre otros), pero también con las condiciones ambientales en que se produce la descomposición (humedad, temperatura, composición del suelo y comunidades descomponedoras). Por tanto, modificaciones en cantidad y calidad de la biomasa que la vegetación aporta al suelo pueden suponer cambios en el ciclo de nutrientes^{41, 61}.

Hasta ahora y en función de la literatura revisada no se han documentado trabajos que relacionen el proceso de descomposición de la hojarasca y sus efectos en el ciclo de nutrientes paralelamente en los ecosistemas del noreste de México, sin embargo se tienen reportes de la deposición de nutrientes vía hojarasca en bosques de pino-encino y en el matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México^{11, 92}.

Algunos autores sugieren que la hojarasca de las especies exóticas invasoras libera grandes cantidades de nutrientes minerales en poco tiempo, lo que favorece el establecimiento de las mismas^{93, 94, 95}. No obstante, otros estudios muestran resultados contrastantes. Por ejemplo, en invasiones de praderas por parte de árboles exóticos se tiene una disminución en la disponibilidad de N en los suelos⁹⁶. Mientras que en otros trabajos se encontraron mayores concentraciones de NO_3^- , aunque menores concentraciones de NH_4^+ en suelos invadidos por especies exóticas, además de un aumento en el pH⁹⁷. Otros estudios no encuentran diferencias significativas en la concentración de N

entre suelos bajo especies invasoras y suelos bajo especies nativas⁹⁸. En un estudio realizado con especies del mediterráneo (*Ailanthus altissima*, *Fraxinus angustifolia*, *Robinia pseudoacacia*, *Ulmus minor* y *Ulmus pumila*), las propiedades del suelo (con pH básico y rico en N) no se modificaron por la presencia de uno u otro tipo de hojarasca. La especie nativa *Ulmus minor* tuvo un aporte ligeramente superior de NO_3^- y de N_{min} -N. Este resultado se debió probablemente a la concentración de N en las hojas el cual fue mayor al resto de las especies. A pesar de ello, el contenido final de N mineral en el suelo y el pH fueron similares a los observados al inicio del estudio independientemente de tipo de hojarasca⁹⁹. Este efecto de la hojarasca sobre las propiedades nutricionales del suelo, en parte, se puede explicar por la mayor similitud en el contenido de N de las hojas entre las especies comparadas. Sin embargo, difieren en la velocidad de descomposición¹⁰⁰. Otra posible explicación para el bajo efecto de la hojarasca sobre las propiedades del suelo se puede deber en las propiedades químicas iniciales del suelo, ya poseía un elevado contenido en N al iniciar la investigación. Esto puede amortiguar el efecto de la hojarasca en el suelo, ya que la cantidad de N aportada por su mineralización puede ser insignificante con respecto a la existente.

CONCLUSIONES

Los estudios de descomposición de hojarasca en ecosistemas forestales tienen aún amplias expectativas por cumplir. Es necesario realizar estudios desde el punto de vista taxonómico, ecológico y en un contexto de manejo de recursos naturales. Taxonómicamente aún no se conoce la amplia diversidad de organismos del suelo, su

descripción y biología son un campo vasto por investigar. El nivel taxonómico de aproximación utilizado permitirá conocer si efectivamente los cambios de diversidad a niveles taxonómicos amplios es más probable que influyan en los procesos de los ecosistemas, asumiendo un alto grado de redundancia funcional. En cambio, los niveles finos de aproximación indicaran la importancia del mantenimiento de especies clave en la determinación de la estructura y función de los procesos en el suelo. En el contexto del ciclo de nutrientes, deberán ampliarse y detallarse los estudios acerca de la eventual disponibilidad diferencial de los recursos en el suelo provenientes de la descomposición, no sólo por la descomposición diferencial de las especies, sino también de las estructuras, como lo es el caso de grandes fustes en los que otros descomponedores actúan como es el caso de las termitas. Hasta ahora no se han documentado experimentos en el noreste de México donde se estudie el proceso de descomposición de la hojarasca y sus efectos en el ciclo de nutrientes paralelamente a la restauración de los ecosistemas, y mucho menos se ha llevado a cabo en agroecosistemas, o al menos en los últimos 10 años no hay reportes al respecto publicados en la literatura disponible. Con lo anteriormente explicado, se abre una nueva ventana y horizonte del cual se podrían derivar una amplia diversidad de proyectos de investigación tales como determinar las tasas de descomposición, mineralización y cambios en la disponibilidad de nutrientes, los cuales será de gran utilidad en el manejo de los sistemas productivos. Aun el sólo el conocimiento de la acumulación de los residuos forestales, su variación espacio-temporal y su contenido de nutrientes, serán un factor

importante para determinar la composición y función de las comunidades de desintegradores del suelo.

RESUMEN

Uno de los procesos más importantes en los ecosistemas forestales es la descomposición de la hojarasca en el suelo, proceso en el cual la materia orgánica es transformada a sus constituyentes elementales. La descomposición de la hojarasca está constituida por diversas etapas tales como fraccionación, lixiviación, catabolismo y humificación, las cuales son reguladas por factores climáticos, las propiedades físicas del suelo, las características químicas del recurso y la actividad de la biota del suelo. La evapotranspiración, el contenido de lignina y, en menos casos, la concentración de C y N se han utilizado para describir y predecir los patrones temporales de la descomposición de hojarasca. Finalmente, se plantea la necesidad de profundizar en el conocimiento de la diversidad de la biota desintegradora, las cadenas tróficas en que se estructura y la influencia de la descomposición en la disponibilidad de nutrientes en el suelo.

Palabras Clave: Tasa de descomposición, Matorral, Materia orgánica, Microorganismos del suelo.

ABSTRACT

One of the most important processes in forest ecosystems is litterfall decomposition, process by which organic matter is transformed into its fundamental elements. Litterfall decomposition involves diverse stages such as crushing, leaching, breakdown and humification, which in turn are regulated by environmental factors, physical and

chemical soil properties, chemical profile of decomposing material and the activities of decomposer biota. Actual evapotranspiration, lignin content and in some cases, C and N contents have been employed to describe and predict temporal litterfall decomposition patterns. Finally, the importance of decomposer biota, its diversity and food web chain influence is discussed. Thus, it is imperative to perform deeper studies about the availability of soil nutrients through litterfall decomposition.

Key Words: Litterfall decomposition rate, Thornscrub, Organic matter, Soil microorganisms.

REFERENCIAS

1. Wang, Q., Wang, S., Huang, Y. 2008. Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. *Forest Ecology and Management*. 255:1210-1218.
2. Palma, R.M., Prause, J., Fontanive, A.V., Jiménez, M.P. 1998. Litter fall and litter decomposition in a forest of the Parque Chaqueño Argentino. *Forest Ecology and Management*. 106:205-210.
3. Montagnini, F., Jordan, C.F. 2002. Reciclaje de nutrientes. En: Guariguata, M.R., Kattan, G. (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Editorial tecnológica, Cartago, Costa Rica. p.167-191.
4. Goma-Tchimbakala, J., Bernhard-Reversat, F. 2006. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-

- tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecology and Management*. 229:304-313.
5. Heredia, G. 1999. Diversidad y sucesión de los hyphomycetes de la superficie de las hojas en descomposición de tres especies arbóreas dominantes en un bosque mesófilo de montaña en el centro de Veracruz. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 141 pp
 6. Liao, J.H., Wang, H.H., Tsai, C.H., Hseu, Z.Y. 2006. Litter production, decomposition and nutrient return of uplifted Coral Reef tropical forest. *Forest Ecology and Management*. 235:4-185.
 7. León, J.D., Díez, M.C., Castellanos, J., Osorio, L.F., Marín, N. 2008. Grupos funcionales de microorganismos en suelos degradados por minería de aluvión plantados con *Acacia mangium*. *Suelos Ecuatoriales*. 38:75-80.
 8. Ehrenfeld, J., Coth, L. 1997. Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective. *Restoration Ecology*. 5:307-317.
 9. Santa-Regina, J., Salazar, S., Leonardi, S., Rapp, M. 2005. Nutrient pools to the soil through organic matter in several *Castanea sativa* Mill. coppices of Mountainous mediterranean climate areas. *Acta Horticulturae*. 693:341-348.
 10. Northup, B.K., Zitzer, S.F., Archer, S.R., Boutton, T.W. 1996. A technique to allocate biomass of woody plants. La Copita Research Area: 1996 Consolidated Progress Report. Texas Agricultural Experiment Station, Corpus Christi, Texas A&M University System, College Station, Texas, USA, pp. 47-52.
 11. González, R.H., Dominguez, G.T.G., Cantú, S.I., Gómez, M.M.V., Ramírez, L.R.G., Pando, M.M., Fernández, C.J. 2011. Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*. 212:1747-1757.
 12. Rocha-Loredo, A.G., Ramírez, M.N. 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.
 13. Gasparri, N.I., Manghi, E., Montenegro, C., Parmuchi, M.G., Bono, J., Strada, M. 2005. Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono de los bosques nativos en las regiones forestales argentinas. 3er Congreso Forestal Argentino, del 6 al 9 de septiembre del 2005. Corrientes, Argentina.
 14. Gayoso, A.J. 2001. Medición de la capacidad de captura de carbono en bosques nativos y plantaciones de Chile. Trabajo presentado en Taller Secuestro de Carbono. Mérida, Venezuela. Universidad Austral de Chile. 22 pp.
 15. Del Valle-Arango, J.I. 2003. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del pacífico sur Colombiano. *Interciencia*. 28:443-449.
 16. Semwal, R.L., Maikhuri, R.K., Rao, K.S., Sen, K.K., Saxena, K.G. 2003. Leaf litter decomposition and nutrient release patterns of six multipurpose tree species of central

- Himalaya, India. Biomass and Bioenergy. 24:3-11.
17. Santa Regina, I., Gallardo, J.F. 1989. Ciclos biogeoquímicos en bosques de la Sierra de Bejar (Provincia de Salamanca). Options Mediterranéennes Série Séminaires. 3:147-149.
 18. Santa Regina, I., Tarazona, T. 2001. Nutrient cycling in a natural beech forest and adjacent planted pine in northern Spain. Forestry. 74:11-28.
 19. Gliessman, S.R. 2002. Agroecología: Proceso ecológicos en agricultura sostenible. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 359 p.
 20. Aerts, R. 1997. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. Oikos. 79:439-449.
 21. Mc Tiernan, K.B., Coueteaux, M.M., Berg, B., Berg, M.P., de Anta, R.C., Gallardo A., Kratz, W., Piussi, P., Remacle, J., de Santo, A.V. 2003. Changes in chemical composition of *Pynus sylvestris* needle liter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. Soil Biology and Biochemistry. 35:801-812.
 22. O'Neill, E.G., Johnson, D.W., Ledford, J., Todd, D.E. 2003. Acute seasonal drought does not permanently alter mass loss and nitrogen dynamics during decomposition of red maple litter. Global Change Biololgy. 9:117-123.
 23. Lavalley, P., Blanchart, E., Martín, A., Spain, A., Toutain, F., Barois, I., Schaefer, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. Biotropica. 25:130-150.
 24. Heal, O.W., Anderson, J.M., Swift, M.J. 1997. Plant litter quality and Decomposition: An Historical Overview. En: Cadish, G., Giller, K.E. (eds.). Driven by Nature. Plant litter quality and decomposition. University Press, Cambridge, UK. p. 3-32
 25. Coueteaux, M., Bottner, P., Berg, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. Tendencias en Ecología y Evolución. 10:63-66.
 26. Panasenko, V.T. 1967. Ecology of microfungi. The Botanical Review. 33:189-215.
 27. Austin, A.T., Vitousek, P.M. 2000. Precipitation, decomposition and litter decomposability of *Metrosideros polymorpha* in native forest on Hawaii. Journal of Ecology. 88:129-138.
 28. Barbhuiya, A.R., Auranachalam, A., Nath, P.C., Khan, L., Aurachalam, K. 2008. Leaf litter decomposition of dominant tree species of Namdapha National Park, Arunachal Pradesh, northeast India. Journal of Forest Research. 13:25-34.
 29. Gallardo, A., Merino, J. 1993. Leaf decomposition in two mediterranean ecosystems of southwest Spain: influence of substrate quality. Ecology. 74:152-161.
 30. Gunadi, B., Verhoff, H.A., Bedaux, J.J.M. 1998. Seasonal dynamics of decomposition of coniferous leaf litter in a forest in a forest plantation (*Pinus merkusii*) in Central Java, Indonesia. Soil Biology & Biochemistry. 30:845-852.

31. Meentemeyer, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*. 59:465-472.
32. Salamanca, E.F., Kaneko, N., Katagiri, S. 2003. Rainfall manipulation effects on litter decomposition and the microbial biomass of the forest floor. *Applied Soil Ecology*. 22:271-281.
33. Vanlauwe, B., Vanlangenhove, G., Merckx, R., Vlassak, K. 1995. Impact of rainfall regime on the decomposition of leaf litter with contrasting quality under subhumid tropical conditions. *Biology and Fertility of Soils*. 20:8-16.
34. Smith, J.L., Norton, J.M., Paul, E.A. 1989. Decomposition of ¹⁴C- and ¹⁵N-labeled organisms in soil under anaerobic conditions. *Plant and Soil*. 116:115-118.
35. Austin, A.T., Vitousek, P.M. 1998. Nutrient dynamics on a rainfall gradient Hawaii. *Oecologia*. 113:519-529.
36. O'Connell, A.M., Sankaran, K.V. 1997. Organic matter accretion, decomposition and mineralisation. En: EKS Nambiar & AG Brown (eds). *Management of soil, nutrient and water in tropical plantation forests*. ACIAR, Canberra. Pp. 443-473
37. Álvarez S.J., Becerra, R. 1996. Leaf decomposition in a mexican tropical rain forest. *Biotropica*. 28:657-667.
38. Álvarez S.J., Guevara, S. 1993. Litterfall dynamics in a Mexican lowland tropical rain forest. *Tropical Ecology*. 34:127-142.
39. Scheu, S. 2002. The soil food web: structure and perspectives. *European Journal of Soil Biology*. 38:11-20.
40. Maya, Y. 1995. Fenología, producción y descomposición de hojarasca de las especies dominantes en una comunidad vegetal de zonas áridas. Tesis de Maestría. UNAM. México. 93 pp.
41. Martínez Y.A. 1980. Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional. Tesis Licenciatura. UNAM. México.
42. Martínez Y.A. 1984. Procesos de producción y descomposición de hojarasca en selvas estacionales. Tesis de Maestría. UNAM. México.
43. Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California. U.S.A. 372 pp.
44. Garrido, M.V. 2001. Ciclos de nutrientes: producción, descomposición y dinámica de los elementos minerales de los detritos arbóreos. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca, 251 pp.
45. Upadhyay, V.P. 1993. Effect of initial litter quality on decomposition rates of the three leaf litter in Himalayan forest ecosystems. *Tropical Ecology*. 34:44-50.
46. Ramírez, J.A., Zapata, D.C.M., León. P.D.J., González, H.I.M. 2007. Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*. 32:303-311.
47. Aber, J.D., Melillo, J.M., McLaugherty, C.A. 1990. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics and soil organic matter formation from initial fine

- litter chemistry in temperate forest ecosystems. *Canadian Journal of Botany*. 68:2201-2208
48. Keyser, P., Kirk, T.K., Zeikus, J.G. 1978. Lignolytic enzyme of *Phanaerochaete chrysosporium* synthesized in the absence of lignin in response to nitrogen starvation. *Journal of Bacteriology*. 135:780-797.
 49. Coûteaux, M.M., Mousseau, M., Célérier, M.L., Bottner, P. 1991. Increased atmospheric CO₂ and litter quality: decomposition of sweet chestnut leaf litter with animal food web of different complexities. *Oikos*. 61:54-64.
 50. Berg, B., Berg, M.P., Bottner, P., Box, E., Breymer, A., Calvo de anta, R., Côtéaux, M.M., Gallardo, A., Escudero, A., Kratz, W., Madeira, M., Mälkonen, E., Meentemeyer, V., Muñoz, F., Piussi, P., Remacle, J., Virzo de Santo, A. 1993. Litter mass loss rates in pine forest of Europe and Eastern United States: some relations with climate and litter quality. *Biogeochemistry*. 20:127-159.
 51. Swift, M.J., Anderson, J.M. 1989. Decomposition. En Lieth, H., Werger M.J.A. (Eds.): *Tropical Rain forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies*. Elsevier. New York, U.S.A. Pp 547-567,
 52. Palm, C., Sanchez, P. 1990. Decomposition and nutrient release patterns of the leaves of three tropical legumes. *Biotropica*. 22:330-338.
 53. Cornejo, F., Varela, A., Wright, J. 1994. Tropical forest litter decomposition under seasonal drought: nutrient release, fungi and bacteria. *Oikos*. 70:183-190.
 54. Frankland, J.C. 1998. Fungal succession-unravelling the unpredictable. *Mycological Research*. 102:1-15.
 55. Zvyagintsev, D.G. 1994. Vertical distribution of microbial communities in soils. En: Ritz, K., Dighton, J., Giller, K.E. (Eds.) *Beyond the Biomass*. Wiley and Blackwell Scientific Publications, Chichester and Oxford, pp. 29-37.
 56. Isaac, S.R., Nair, M. 2005. Biodegradation of leaf litter in the warm humid tropics of Kerala, India. *Soil Biology & Biochemistry*. 37:1656-1664.
 57. Bosatta, E., Agren, G. 1985. Theoretical analysis of decomposition of heterogeneous substrates. *Soil Biology & Biochemistry*. 17:301-610.
 58. Alexander, M. 1977. *Microbiology of the Rhizosphere*. En: *Introduction to Soil Microbiology*. 2nd (Eds.) Wiley, J & Sons. USA
 59. Baath, E., Frostegard, A., Pennanen, T., Fritze, H. 1995. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*. 27:229-240.
 60. Hering, T.F. 1965. Succession of fungi in the litter of the lake district oak wood. *Transactions of the British Mycological Society*. 48:391-408.
 61. Criquet, S. 1999. La litière de chêne vert (*Quercus ilex* L.). Aspects méthodologiques, enzymologiques et

- microbiologiques. Etude préliminaire des relations in situ entre microorganismes, enzymes et facteurs environnementaux. Ph.D. Thesis. University Aix-Marseille III.
62. Rodríguez, A., Perestelo, F., Carnicero, A., Regalado, V., Pérez, R., De la Fuente, G., Falcón, M.A. 1996. Degradation of natural lignins and lignocellulosic substrates by soil-inhabiting fungi imperfecti. *FEMS Microbiology Ecology*. 21:213-219.
 63. Dilly, O., Bartsch, S., Rosenbrock, P., Buscot, Munch, J.C. 2001. Shifts in physiological capabilities of the microbiota during the decomposition of leaf litter in a black alder (*Alnus glutinosa* (Gaertn.) L.) forest. *Soil Biology & Biochemistry*. 33:921-930.
 64. Bunnell, F.L., Tait, D.E.N., Flanagan, P.W. 1977. Microbial respiration and substrate weight loss. II. A model of the influences of chemical composition. *Soil Biology & Biochemistry*. 9:33-40.
 65. Tate, R.L. 1991. Microbial biomass measurements in acidic soil: effect of fungal: bacterial activity ratios and soil amendment. *Soil Science*. 152:220-225.
 66. Donnelly, P.K., Entry, J.A., Crawford, D.L., Cromack, K.J.R. 1990. Cellulose and lignin degradation in forest soils: response to moisture, temperature, and acidity. *Microbial Ecology*. 20:289-295.
 67. Hunter, M.D., Adl, S., Pringle, C.M., Coleman, D.C. 2003. Relative effects of macroinvertebrates and habitat on the chemistry of litter during decomposition. *Pedobiologia*. 47:101-115.
 68. Zimmer, M., Topp, W. 2000. Species-specific utilization of food sources by sympatric woodlice (Isopoda: Oniscidea). *Journal of Animal Ecology*. 69:107-082.
 69. Ezcurra, E., Becerra, J. 1987. Experimental decomposition of litter Tamaulipan cloud forest: A comparison of four simple models. *Biotropica*. 19:290-296.
 70. Prescott, C.E. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecology and Management*. 220:66-74.
 71. Bunnell, F., Tait, E.N., 1974. Mathematical simulation models of decomposition processes. En: Holding, A.J., Heal, S.F., MacLean, S., Flanagan, P.W. (Eds.), *Soil organism and decomposition in Tundra*. Tundra Biome Steering Committee (Stockholm), Sweden. pp. 207-225.
 72. Howard, P.J.A., Howard, D.M. 1974. Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. 1. Weight loss and chemical composition of decomposing litter. *Oikos*. 25: 341-352.
 73. Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. 2004. Decomposition and Nutrient Cycling. En: Coleman, D.C., Crossley, D.A., Hendrix, P.F. *Fundamentals of Soil Ecology*. Second Edition. Elsevier Academic Press. pp. 187-226.
 74. Kurz-Besson, C., Coûteaux, M.M., Thiéry, J.M., Berg, B., Remacle, J. 2005. A comparison of litterbag and direct observation methods of Scots pine decomposition measurement. *Soil Biology & Biochemistry*. 37:2315-2318.

75. Wieder, R.K., Lang, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*. 63:1636-1642.
76. Anderson, J., Swift, M. 1983. Decomposition in tropical forest. En: Sutton, S., Whitmore, T., Chadwick, A. (Eds.) *Tropical Rain Forests: Ecology and Management*. Special Publication 2, British Ecological Society. Blackwell Scientific, Oxford, UK. Pp. 287-309.
77. Verdu, A.M.C. 1984. *Circulació de nutrients en tres ecosistemes forestals del Montseny: caiguda de virosta i descomposició de la fullaraca*. Tesis Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona.
78. Edmonds, R.L., Thomas T.B. 1995. Decomposition and nutrient release from green needles of western hemlock and Pacific silver fir in an oldgrowth temperate rain forest, Olympic National Park, Washington, USA. *Canadian Journal of Forest Research*. 25:1049-1057.
79. Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H., Staaf, H. 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management*. 126:97-112.
80. Aber, J.D., Melillo, J.M. 1991. *Terrestrial ecosystems*. Saunders College Publishing, USA. 429 pp.
81. Godeas, A. 1988. Procesos de descomposición en bosques de *Nothofagus* de la Argentina. *Monografías Academia Nacional de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*. 4:49-54.
82. Godeas, A.M., Arambarri, A.M., Gamundi, I.J., Spinedi, H.A. 1985. Descomposició de la hojarasca en el bosque de lenga (*Nothofagus pumilio*). *Ciencia del Suelo*. 3:68-77.
83. Richter, L.L., Frangi, J.L. 1992. Bases ecológicas para el manejo del bosque de *Nothofagus pumilio* de Tierra del Fuego. *Revista Facultad Agronomía de La Plata*. 68:35-52.
84. Schlesinger, W.H., Hasey, M.M. 1981. Decomposition of chaparral shrub foliage: losses of organic and inorganic constituents from deciduous and evergreen leaves. *Ecology*. 62:762-774.
85. Moro, M.J., Domingo, F., Escarré, A. 1996. Organic matter and nitrogen cycles in a pine afforested catchment with a shrub layer of *Adenocarpus decorticans* and *Cistus laurifolius* in south-eastern Spain". *Annals of Botany*. 78:675-685.
86. Núñez, 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. UNAM. 103 pp.
87. Cornelissen, J.H. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal Ecology*. 84:573-582.
88. Golley, F. 1983. Decomposition. En: Golley, F. (Ed.) *Tropical Rain Forest Ecosystems*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Netherlands. Pp. 157-166.

89. Kieffer, E., Puig, H., Kilbertus, G. 1982. Biodegradation de feuilles (*Eperua falcata* Aubl, en foret tropicale humede (Guyane Francaise). *Revue d Ecologie et de Biologie du Sol*. 18:135-157.
90. Tyler, G.M. 1994. *Ecología y medio ambiente*. 7ª edicion. Edit. Iberoamerica. México. pp. 867.
91. Di Stefano, J.F., Fournier, L.A. 2005. Caída de hojarasca y tasas de descomposición de las hojas de *Vochysia guatemalensis* en una plantación de 10 años, Tabarcia de Mora, Costa Rica. *Agronomía Costarricense*. 29:9-16.
92. González, H.R., Cantú Silva L., Gómez Meza, M.V., Ramírez Lozano, R.G., Uvalle Saucedo, J.I. 2006. Producción de hojarasca y reciclado de nutrientes en el Matorral Espinoso Tamaulipeco en el Noreste de México. *Memoria del 2do Congreso Latinoamericano IUFRO*. La Serena, Chile. Octubre del 2006. pp 296.
93. Allison, S.D., Vitousek, P. 2004. Rapid nutrient cycling in leaf litter from invasive plants in Hawaii. *Oecologia*. 141:612-619.
94. Ehrenfeld, J.G. 2003. Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*. 6:503-523
95. Ehrenfeld, J.G., Kourtev, P., Huang, W. 2001. Changes in soil function following invasions of exotic understory plants in deciduous forest. *Ecological Applications*. 11:1287-1300.
96. Griffiths, R., Madritch, M., Swanson, A. 2005. Conifre invasions of forest meadows transform soil characteristics in the Pacific Northwest. *Forest Ecology and Management*. 208:347-358.
97. Kourtev, P.S., Ehrenfeld, J.G., Häggblom, M. 2002. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil. *Ecology*. 83:3152-3166
98. Tateno, R., Tokuchi, N., Yamanaka, N., Du, S., Otsuki, K., Shimamura, T., Xue, Z., Wang, S., Hou, Q. 2007. Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and a indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. *Forest Ecology and Management*. 241:84-90
99. Fierro, B.N., González, M.N., Gallardo A., Castro, D.P. 2009. Efectos de la descomposición de hojarasca de especies nativas e invasoras en las propiedades del suelo. 5to. Congreso forestal español. Sociedad española de ciencias forestales. Madrid, España.
100. Castro, D.P., González, M.N, Alonso, A., Gallardo, A., Poorter, L. 2008 Effects of exotic invasive trees on nitrogen cycling: a case of study in Central Spain. En prensa.

**Artículo 2. Producción de hojarasca y retorno
potencial de nutrientes en tres sitios del estado de
Nuevo León, México.**

**PRODUCCIÓN DE HOJARASCA Y RETORNO POTENCIAL DE NUTRIENTES
EN TRES SITIOS DEL ESTADO DE NUEVO LEÓN, MÉXICO**

**LITTERFALL AND POTENTIAL NUTRIENT RETURN IN THREE SITES
OF THE STATE OF NUEVO LEON, MEXICO**

**Juan Manuel López-Hernández¹, Humberto González-Rodríguez¹, Roque Gonzalo
Ramírez-Lozano², Israel Cantú-Silva¹, Marco Vinicio Gómez-Meza³, Marisela
Pando-Moreno¹ y Andrés Eduardo Estrada-Castillón¹**

¹Facultad de Ciencias Forestales, Carr. Nac. Núm. 85, km 145 Linares, Nuevo León
67700, México. ²Facultad de Ciencias Biológicas, San Nicolás de los Garza, Nuevo
León, México. ³Facultad de Economía, Monterrey, Nuevo León, México.

Universidad Autónoma de Nuevo León. Correo
electrónico: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron estimar y cuantificar la dinámica mensual (enero a diciembre 2009) de la deposición de la hojarasca y macro (Ca, K, Mg, N y P) y micro-minerales (Cu, Fe, Mn, y Zn) de las hojas de la hojarasca en los municipios Los Ramones, China y Linares, del estado de Nuevo León, México. La vegetación está caracterizada como matorral espinoso tamaulipeco. La deposición anual total de hojarasca fue de 321.5 (Los Ramones), 431.6 (China) y 462.9 (Linares) g/m²/año. Las hojas representaron el mayor componente (154.4 a 304.5 g/m²/ año) del total de hojarasca depositada. La deposición de ramas varió de 48.25 a 75.16 g/m²/año y la de estructuras reproductivas de 58.4 a 98.9 g/m²/año. La de otros componentes (material vegetal no identificado, cuerpos y heces de insecto) varió de 19.9 a 29.2 g/m²/año. La deposición anual de Ca en los tres sitios fluctuó de 3.4 a 8.1; K de 1.4 a 3.2; Mg de 0.76 a 1.6; N de 3.0 a 5.5 y P de 0.05 a 0.11 g/m²/año. El Cu fluctuó de 0.84

a 2.8; Fe de 14.7 a 21.7; Mn de 5.5 a 11.8 y Zn de 3.3 a 5.2 mg/m²/año. En invierno se depositó la mayor cantidad de minerales. Además, en Linares se depositó la mayor cantidad de minerales y en Los Ramones la menor. Hubo diferencias espaciales y temporales en cantidad de hojarasca colectada y retorno de minerales, mas no así en la calidad foliar entre los sitios de estudio.

Palabras clave: producción de hojarasca, minerales en las hojas de la hojarasca, matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México.

ABSTRACT

The aims of the study were to estimate and quantify the monthly dynamics (January to December 2009) of litterfall deposition and macro (Ca, K, Mg, N y P) and microminerals (Cu, Fe, Mn, y Zn) of litterfall leaves in the counties Los Ramones, China y Linares, of Nuevo León State, México. The plant community is named as Tamaulipan Thornscrub.

Annual deposition was 321.5 (Los Ramones), 431.6 (China) and 462.9 (Linares) $\text{g/m}^2/\text{year}$. Leaves represented the highest component (154.4 to 304.5 $\text{g/m}^2/\text{year}$) of total litterfall production. Branches varied from 48.25 to 75.16 $\text{g/m}^2/\text{year}$. Reproductive structures from 58.4 to 98.9 $\text{g/m}^2/\text{year}$ and other components (unidentified material, bodies and insect feces) ranked from 19.9 to 29.2 $\text{g/m}^2/\text{year}$. Annual deposition of Ca in the three sites varied from 3.4 to 8.1; K from 1.4 to 3.2; Mg from 0.76 to 1.6; N from 3.0 to 5.5 and P from 0.05 to 0.11 $\text{g/m}^2/\text{year}$. Cu ranked from 0.84 to 2.8; Fe from 14.7 to 21.7; Mn from 5.5 to 11.8 and Zn from 3.3 to 5.2 $\text{mg/m}^2/\text{year}$. In winter mineral deposition was higher. Moreover, the highest mineral deposition occurred in Linares and Los Ramones was the lowest. There were spatiotemporal variations in quantity of litterfall collected and return of minerals, but not so in leaf quality between study sites.

Key words: litterfall, minerals, Tamaulipan Thornscrub, Northeastern Mexico.

INTRODUCCIÓN

La producción de hojarasca y su descomposición son procesos fundamentales en el ciclo de nutrientes, ya que representa la principal transferencia de materia orgánica y nutrientes desde la parte aérea a la superficie del suelo (Isaac y Nair, 2006). Esta vía, además de la precipitación directa y flujos corticales (Cantú y González, 2001), es la principal fuente de fertilización natural. Más de la mitad de la absorción anual de nutrimentos en los bosques es debido a la reincorporación de hojarasca al suelo y el subsecuente reciclaje de estos nutrientes, y representa la principal fuente de minerales disponibles (Del Valle-Arango, 2003).

La hojarasca es una medida de la producción primaria neta del ecosistema y está fuertemente correlacionada con el incremento de la biomasa, la densidad de árboles y la apertura del dosel; sin embargo, es afectada por variables ambientales como precipitación, temperatura, elevación, fertilidad de los suelos y la evapotranspiración potencial (Oelbermann y Gordon, 2000). Los aportes de hojarasca varían ampliamente entre ecosistemas forestales en términos de calidad y cantidad. La calidad de la materia orgánica del suelo es de gran importancia para la mayoría de los procesos funcionales que se registran en el suelo de los ecosistemas forestales (Santa Regina *et al.*, 2005). Los matorrales subtropicales de las planicies semiáridas de la región noreste de México, constituye la vegetación natural que abarca aproximadamente el 80% de la superficie de los estados de Nuevo León y Tamaulipas, en las cuales predominan las asociaciones caracterizadas por estratos arbustivos y arbóreos altos o medianos (3-6 m), zacatales, nopales, siendo las más comunes las especies espinosas con hojas compuestas. Este tipo de vegetación, denominada matorral espinoso tamaulipeco (MET), constituida en su gran mayoría por especies caducifolias que pierden sus hojas en periodos de sequía y algunas perennifolias (Northup *et al.*, 1996), se distinguen por tener un amplio rango taxonómico diferente, dinámica de crecimiento, diversidad en desarrollo fenológico y longevidad foliar (González *et al.*, 2011).

El uso eficiente de los minerales por las plantas [$(\text{g hojas m}^2/\text{año})/(\text{g mineral en hojas m}^2/\text{año})$] provenientes de la hojarasca está relacionado al uso del mineral para producir nueva biomasa, como una estrategia competitiva para las plantas que crecen y

se desarrollan en suelos de baja fertilidad, a la capacidad funcional del ecosistema para producir hojarasca (producción primaria neta), y a las características estructurales del ecosistema tales como edad, cobertura, diversidad y hábitos de crecimiento (Vitousek, 1982).

En particular, se puede considerar que la biomasa arbustiva constituye una importante fuente forrajera, energética, de estantería, construcciones rurales, alimentarias y medicinales (Reid *et al.*, 1990) entre otros beneficios. Debido a su valor, en esta comunidad vegetal se han realizados diversos estudios científicos sobre diversidad (Rodríguez, 1994; Sariñana, 1999), sistemas de muestreo (Villalón *et al.*, 1991) y en reciclaje de nutrientes (Ramírez-Lozano *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2011). A pesar de la diversidad de estudios ecológicos y biológicos realizados en el MET del noreste de México, y particularmente en el estado de Nuevo León, no se ha documentado en si la deposición y ciclaje de minerales vía hojarasca en este tipo de ecosistemas. Por tanto, los objetivos de este estudio fueron evaluar el ciclo anual de producción de hojarasca y flujo de nutrientes a través del componente foliar de la hojarasca en tres sitios del noreste de México.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en tres sitios sin disturbios antropogénicas del MET en el estado de Nuevo León, noreste de México. El sitio 1 (Los Ramones: Rancho El Abuelo) se encuentra ubicado en el municipio de Los Ramones (25° 40 N; 99° 27 O, 200 m.s.n.m.). El sitio 2 (China; Rancho Zara-

goza) se encuentra en el municipio de China (25° 31 N; 99° 16 O, 200 m.s.n.m.). El sitio 3 (Linares) se sitúa en la Estación Experimental de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León (24° 47 N; 99° 32 O, 350 m.s.n.m.), 8 km al sur del municipio de Linares. Las distancias entre sitios son: de Los Ramones a China es de aproximadamente 54 km, de China a Linares es de 131 km y de Los Ramones a Linares es de 185 km. El clima de la región es subtropical y semiárido con verano cálido, con lluvias entre los meses de abril a noviembre y con la presencia de un periodo de sequía intraestival, presentándose temperaturas de hasta 45°C durante el verano, con temperatura promedio entre 14.7° y 22.3°C. La precipitación promedio anual es de 805 mm con una distribución bimodal (González *et al.*, 2004). Los suelos dominantes de estos tres sitios son vertisoles profundos (0.80 a 1.50 m aproximadamente), de color gris os-curo, limo-arcillosos, con Montmorillonita, que se contraen y se expanden notablemente en respuesta a los cambios en el contenido de humedad del suelo.

Vegetación del área de estudio

El principal tipo de vegetación que se encuentra en los sitios de estudio (Los Ramones, China y Linares), es conocida como matorral espinoso tamaulipeco (MET), caracterizándose por ser una formación arbustiva y subarbóreas, con elementos florísticos dominantes de 4 a 6 m de alto, perennes subespinosos, con hojas pequeñas y caducifolias. Citándose entre las especies más representativas de este tipo de vegetación a: mezquite, ébano, chaparro prieto, chaparro amargoso, granjeno, palo verde, panalero, anacahuita, cenizo, guayacán, tasajillo, nopal, colima, coma, barreta, zapotillo,

destacando entre todos éstos la palma china (*Yucca filifera*) alcanzando ésta una altura de más de 10 m, todas éstas presentes en los sitios de estudios. En la tabla 1 se muestran algunas especies identificadas por sitio de estudio de acuerdo a su fenología, número de individuos, altura media y cobertura. Las especies caducifolias pierden sus hojas en otoño o a inicios del invierno, mientras que la caída de hojas de las perennifolias se origina de manera constante a lo largo de todo el año, aunque la mayor abscisión de hojas ocurre en la época estival (verano-otoño) (Moro, 1992).

Colecta de hojarasca

A principio del año 2009, en cada sitio de estudio, se establecieron diez canastas o colectores de hojarasca (1.0 m^2), consistentes de un marco de madera biselado cuyo fondo se cubrió con malla plástica fina (1.0 mm^2) con la finalidad de que no se acumule el agua en los periodos de lluvia. La ubicación de las canastas se realizó al azar en un área de aproximadamente $2\ 500 \text{ m}^2$. Cada canasta fue colocada aproximadamente a 0.50 m sobre el nivel del suelo para interceptar la hojarasca. La producción de hojarasca de cada canasta se colectó y colocó en bolsas de papel previamente etiquetadas con la leyenda sitio, fecha y número de repetición. Con el propósito de prevenir una subestimación y minimizar la pérdida de hojarasca a través del tiempo, la recolecta de hojarasca de cada canasta se realizó a intervalos de 15 días durante los meses enero a diciembre de 2009, no obstante, las dos recolectas de cada mes se mezclaron.

Análisis de laboratorio

El contenido de hojarasca se clasificó manualmente en hojas, estructuras

reproductivas (flores, frutos y semillas), ramas, y otros componentes (tejidos no identificados, estructuras finas, corteza, cuerpos de insectos, heces, entre otros). No se cuantificó la pérdida de peso de la muestra de la hojarasca que pudo haber ocurrido entre fechas de muestreo o la cantidad de hojarasca depositada dentro o fuera de las canastas por la acción del viento. Una vez separado cada componente de la hojarasca, las muestras se secaron en estufa a 65°C por espacio de 72 h hasta peso constante. Sumando los muestreos realizados por mes, repetición y sitio de estudio, se determinó la deposición anual total de hojarasca y sus componentes. Una vez cuantificada la hojarasca, las hojas fueron molidas utilizando un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus, Modelo 3383) usando una malla del núm. 60 ($1 \text{ mm} \times 1 \text{ mm}$). El material molido fue recolectado en bolsas tipo *ziploc* previamente etiquetadas por fecha, repetición y sitio de muestreo para su posterior análisis químico. Se consideraron sólo las hojas por ser el componente principal de la hojarasca y estar presente a lo largo de todo el periodo de estudio.

Análisis químico

De cada canasta (repetición) proveniente de cada sitio y mes de colecta se usó 1.0 g para determinar la concentración de minerales. Primeramente, fueron incineradas en una mufla a 550°C durante 5 h. Las cenizas obtenidas fueron digeridas en una solución de HCl y HNO_3 utilizando la técnica de digestión húmeda (Cherney, 2000). Las concentraciones de Ca (óxido nitroso/llama de acetileno), K, Mg, Cu, Mn, Fe y Zn (aire/llama de acetileno) se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica mediante el uso de un espectrofotómetro

Tabla 1. Variables ecológicas para algunas especies identificadas en los tres sitios de estudio.

Sitio	Fenología	Núm. de individuos	Altura (m)	Cobertura (m ²)
Los Ramones				
<i>Acacia amentacea</i>	caducifolia	50	2.4	153.4
<i>Acacia farnesiana</i>	subcaducifolia	18	3.9	183.9
<i>Castela erecta</i>	caducifolia	17	1.5	31.7
<i>Celtis pallida</i>	caducifolia	52	3.0	195.8
<i>Condalia hookeri</i>	caducifolia	14	2.9	63.7
<i>Forestiera angustifolia</i>	caducifolia	22	2.0	61.3
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	caducifolia	69	1.5	90.8
<i>Parkinsonia texana</i>	caducifolia	14	3.5	113.5
<i>Prosopis laevigata</i>	caducifolia	40	4.7	673.5
<i>Syderoxylon lanuginosum</i>	caducifolia	41	3.0	166.7
<i>Zanthoxylum fagara</i>	perennifolia	45	2.5	135.5
China				
<i>Acacia amentacea</i>	caducifolia	45	1.8	104.8
<i>Castela erecta</i>	caducifolia	40	1.7	82.3
<i>Celtis pallida</i>	caducifolia	49	2.0	74.0
<i>Ebenopsis ebano</i>	perennifolia	19	2.7	98.0
<i>Forestiera angustifolia</i>	caducifolia	52	1.7	89.6
<i>Parkinsonia texana</i>	caducifolia	12	3.5	118.8
<i>Guaiacum angustifolium</i>	perennifolia	60	0.9	28.9
<i>Prosopis laevigata</i>	caducifolia	16	3.2	194.3
<i>Syderoxylon lanuginosum</i>	caducifolia	14	1.9	44.3
Linares				
<i>Acacia amentacea</i>	caducifolia	73	2.5	142.7
<i>Acacia farnesiana</i>	subcaducifolia	4	6.3	86.1
<i>Acacia schaffneri</i>	caducifolia	11	2.5	61.8
<i>Castela erecta</i>	caducifolia	23	1.5	16.6
<i>Celtis pallida</i>	caducifolia	28	3.4	149.4
<i>Condalia hookeri</i>	perennifolia	36	2.7	131.0
<i>Cordia boissieri</i>	caducifolia	19	3.1	127.5
<i>Dyospiros texana</i>	perennifolia	34	2.7	123.3
<i>Eysenhardtia texana</i>	caducifolia	33	3.5	183.2
<i>Forestiera angustifolia</i>	caducifolia	19	1.8	37.4
<i>Havardia pallens</i>	caducifolia	40	3.1	124.6
<i>Lantana macropoda</i>	caducifolia	230	0.9	94.3
<i>Leucophyllum frutescens</i>	perennifolia	32	1.5	41.4
<i>Zanthoxylum fagara</i>	perennifolia	38	2.2	67.0

La lista de especies vegetales encontradas en los sitios de estudios es muy extensa. Sólo se consideró presentar las de mayor cobertura (Domínguez-Gómez *et al.*, 2012. en revisión).

marca Varian, modelo SpectrAA-200, mientras que el P se cuantificó utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer (modelo Lambda 1A) a 880 nm (AOAC, 1997). El contenido total de nitrógeno se realizó por el método micro-Kjeldahl (AOAC, 1997). La deposición de minerales se cuantificó multiplicando la producción de hojas de la hojarasca por la concentración de cada mineral. Los valores mensuales acumulados en cada sitio se utilizan como una estimación de la deposición anual de minerales. La deposición anual de Ca, K, Mg, N y P fueron utilizados para determinar, en cada sitio, la eficiencia en el uso de macrominerales (EUN) de la hojarasca vía hojas que se define como la relación de la masa anual de hojas depositadas a la deposición anual de macrominerales (Vitousek, 1982).

Variables ambientales

Variables ambientales tales como temperatura ambiente (°C) y humedad relativa (%) fueron obtenidos (base horaria) en cada sitio de estudio usando sensores automatizados tipo HOBO (Familia H8). La cantidad diaria de precipitación pluvial (mm) que se registró durante el periodo experimental fue cuantificada en cada sitio de estudio usando un pluviómetro automatizado marca HOBO (tabla 2). Adicionalmente, se tomaron muestras de suelo en cada sitio de estudio a una profundidad de 0-20 cm para caracterizar algunas propiedades físicas tales como densidad (mg/m^3), g/kg de arena, de arcilla y de limo. Entre las propiedades químicas caracterizadas en cada sitio fueron el pH, CE ($\mu\text{S/cm}$), contenido de materia orgánica (%), y concentración de macro y micronutrientes. Las determinaciones químicas y físicas del suelo se realizó al inicio del año y para ello se consideraron cuatro repeticiones en cada sitio de estudio (tabla 3).

Análisis estadísticos

Los datos de producción de la hojarasca, así como los de concentración de nutrientes de las hojas fueron sometidos a un análisis de varianza utilizando un diseño completamente al azar (Steel y Torrie, 1980). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de cada componente de la hojarasca y concentración de nutrientes, los datos se sometieron a las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov, Shapiro Wilk y Levene (Steel y Torrie, 1980). Los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente y, en la mayoría de los meses de muestreo, el análisis de varianza no mostró los supuestos de igualdad de varianzas, por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott, 1993) para detectar diferencias significativas entre los sitios en cada mes de muestreo. Todos los análisis estadísticos se realizaron usando el paquete computacional Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) versión 17.0 para Windows, SPSS Inc, Chicago, IL, USA.

RESULTADOS

Producción de hojarasca

La producciones mensuales de hojarasca (Fig. 1a), hojas (Fig. 1b), estructuras reproductivas (Fig. 1c), ramas (Fig. 1d) y otros componentes (Fig. 1e) mostraron variaciones significativas entre los sitios de estudio sólo en ciertos meses como lo demuestran los análisis estadísticos indicados en las figuras respectivas. La producción total de hojarasca fue mayor en Linares variando

Tabla 2. Temperatura (°C) y humedad relativa (%) media mensual y precipitación (mm) registrada en los tres sitios de estudio.

Meses (2009)	Sitio								
	Los Ramones			China			Linares		
	°C	%	mm	°C	%	mm	°C	%	mm
enero	15.3	68.3	10.0	16.4	66.4	5.2	15.8	72.9	25.6
febrero	18.6	62.9	8.0	19.6	61.8	4.4	18.7	64.8	10.8
marzo	20.6	63.6	3.6	21.2	63.2	3.6	20.2	72.3	14.6
abril	25.4	55.5	1.2	26.0	54.8	0.4	24.8	58.2	26.2
mayo	30.1	60.6	9.2	28.8	61.3	1.4	27.0	67.6	49.8
junio	30.2	62.6	8.4	30.1	63.6	16.0	28.6	49.1	18.8
julio	32.1	54.0	2.8	32.3	53.5	1.0	30.6	38.0	5.8
agosto	31.4	54.3	2.8	31.3	55.6	84.8	29.9	37.8	60.5
septiembre	26.7	76.0	89.6	26.8	77.7	109.0	25.0	75.7	295.4
octubre	24.1	73.3	0.0	24.1	73.6	17.8	22.8	72.9	91.6
noviembre	18.6	65.5	20.4	19.4	64.7	0.6	17.7	64.4	30.4
diciembre	12.8	80.6	20.2	13.0	82.3	5.0	12.8	81.4	0.4
Total			176.2			249.2			629.9

de 18.7 g/m² (noviembre) a 68.3 g/m² (abril), seguido de Los Ramones fluctuando de 6.8 (diciembre) a 62.8 g/m² (octubre) y China con un rango de 16 (diciembre) a 53 (junio). La deposición de hojas también fue mayor en Linares con un rango de 13 g/m² (noviembre) a 48 g/m² (abril), seguido de China que fue de 12.1 (diciembre) a 38.3 (febrero) y Linares que fluctuó de 3.5 (diciembre) a 27.7 (enero). La producción de estructuras reproductivas fue mayor en China con un rango de 0.12 g/m² (diciembre) a 31 g/m² (junio), seguido de Los Ramones que varió de 0.27 (diciembre) a 30 (octubre) y en Linares que fue de 0.8 (diciembre) a 19 (octubre). La producción

de ramas fue mayor en Linares y fluctuó de 2.2 g/m² (diciembre) a 11.2 g/m² (febrero), seguido de China con 3 (junio) y 10 (enero) y Los Ramones que fue de 2.3 (diciembre) a 8 (abril). La producción del componente otros en China y Linares se registraron las deposiciones mínimas en noviembre (0.2 g/m²) y las máximas en septiembre (11.5 g/m²); en Los Ramones varió de 0.2 (noviembre) a 9.5 (octubre). En lo que respecta a las producciones anuales de hojarasca, Linares presentó la mayor producción total anual (462.9 g/m²/año) de hojarasca, seguido por China (431.6) y Los Ramones (321.5) (tabla 4).

Tabla 3. Algunas propiedades físicas y químicas del suelo determinadas a la profundidad de 0-20 cm en los tres sitios de estudio.

Propiedad	Sitio		
	Los Ramones	China	Linares
arena (g/kg)	425.0	230.0	94.0
limo (g/kg)	350.0	490.0	420.0
arcilla (g/kg)	225.0	280.0	486.0
DA (Mg/m ³)	1.2	1.3	0.9
pH	7.7	8.3	7.9
CE (µS/cm)	86.2	99.4	129.5
MO (%)	1.8	5.8	8.6
Ca (mg/kg)	7366.1	8291.5	11704.6
Mg (mg/kg)	271.9	258.6	191.4
K (mg/kg)	176.5	240.0	270.5
N (mg/kg)	1694.4	1410.5	1938.3
Cu (mg/kg)	0.3	0.3	0.4
Mn (mg/kg)	6.5	6.1	5.5
Fe (mg/kg)	4.5	2.6	3.6
Zn (mg/kg)	0.3	0.2	0.2

Concentración de minerales en las hojas

Las concentraciones de macro (Figs. 2a,b,c,d,e) y micro-minerales (Figs. 3a,b,c,d) de las hojas fueron significativamente diferentes entre sitios. El K fue el que más varió significativamente entre meses, en ocho de los doce estudiados, mientras que el N sólo en tres meses se detectó diferencias significativas. De los micro-minerales, el Cu fue el que obtuvo mayores diferencias significativas en nueve fechas, en contraste el Zn varió significativamente en dos fechas. En general, durante los meses de verano y otoño los macrominerales en China, y los

micro-minerales en Los Ramones, tuvieron concentraciones mayores comparados con otros meses y sitios.

Deposición de minerales

La producción potencial de macrominerales (Figs. 4a,b,c,d,e) fueron significativamente diferentes entre los sitios de estudio en la mayoría de los doce meses analizados. En general, durante el invierno (enero, febrero y marzo), donde se observó la mayor caída de hojas (Fig. 1b), la producción de todos los minerales fue mayor que en otros meses, con una tendencia a ser mayor en Linares. La

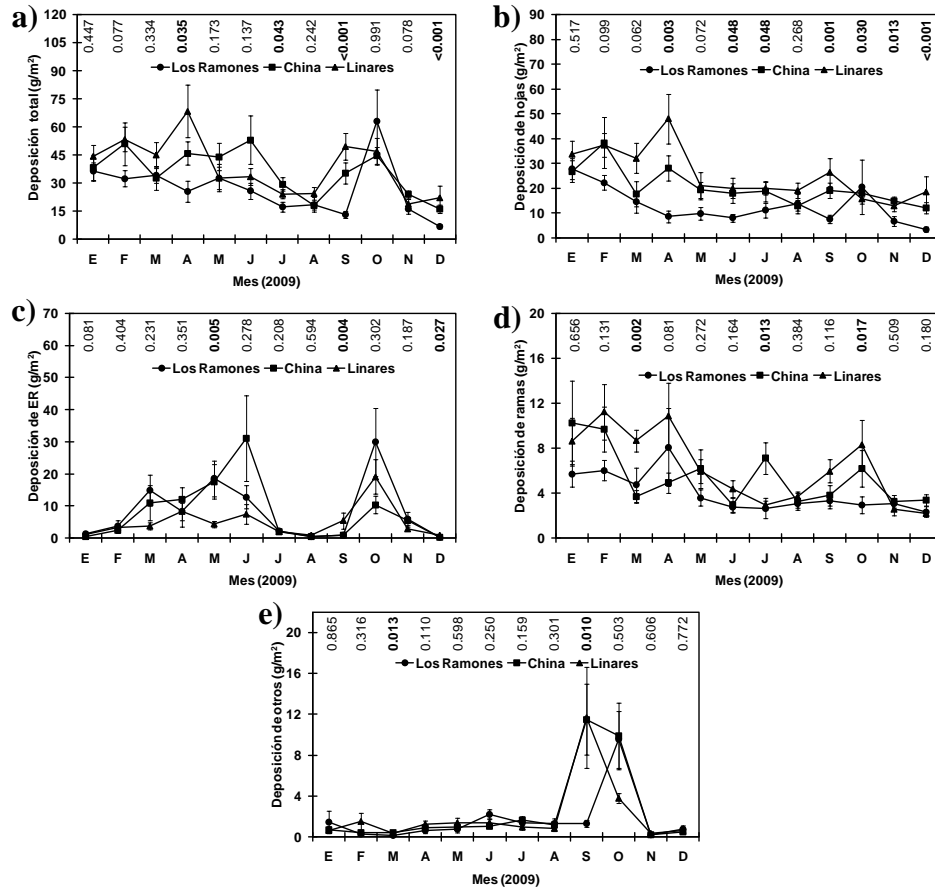


Fig. 1. Producción mensual (media ± error estándar, n = 10) de los componentes de la hojarasca para los sitios de estudio. El valor *p* de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. Probabilidades estadísticamente significativas (*p* < 0.05) se denotan en negritas.

Los Ramones (●), China (■) y Campus (▲).

Tabla 4. Producción anual (media \pm error estándar, $n = 10$) de hojarasca, macro y micro-minerales de las hojas y su uso eficiente de los macrominerales. El valor p de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en la columna derecha. Probabilidades estadísticamente significativas ($p < 0.05$) se muestran en negritas.

Concepto	Sitio			Estadístico	
	Los Ramones	China	Linares	χ^2	p
Total (g/m ² /año)	321.55	431.66	462.90	7.404	0.025
Hojas	154.40	244.21	304.49	11.370	0.003
ER	98.97	93.66	58.41	3.757	0.153
Ramas	48.25	64.55	75.16	7.966	0.019
Otros	19.93	29.24	24.84	1.992	0.369
Macromineral (g/m ² /año)					
Ca	3.40	4.70	8.05	12.770	0.002
K	1.35	3.25	3.12	8.973	0.011
Mg	0.76	1.43	1.55	8.104	0.017
P	0.05	0.09	0.11	13.320	0.001
N	3.01	4.88	5.53	11.182	0.004
Micromineral (mg/m ² /año)					
Cu	0.83	1.24	2.79	14.680	0.001
Mn	5.49	6.95	11.78	15.150	0.001
Fe	14.70	15.39	21.68	4.932	0.085
Zn	3.27	4.85	5.19	8.697	0.013
Uso eficiente					
Ca	45.25	51.77	40.41	5.871	0.053
K	130.23	88.71	117.80	4.617	0.099
Mg	230.74	173.47	244.96	2.240	0.326
P	2898.80	2530.10	2705.30	5.871	0.053
N	52.26	50.43	54.81	4.446	0.108

ER = estructuras reproductivas; otros = material no identificado, insectos y heces de insectos. Uso eficiente = [(g hojas m²/año)/(g mineral en hojas m²/año)] (Vitousek, 1982).

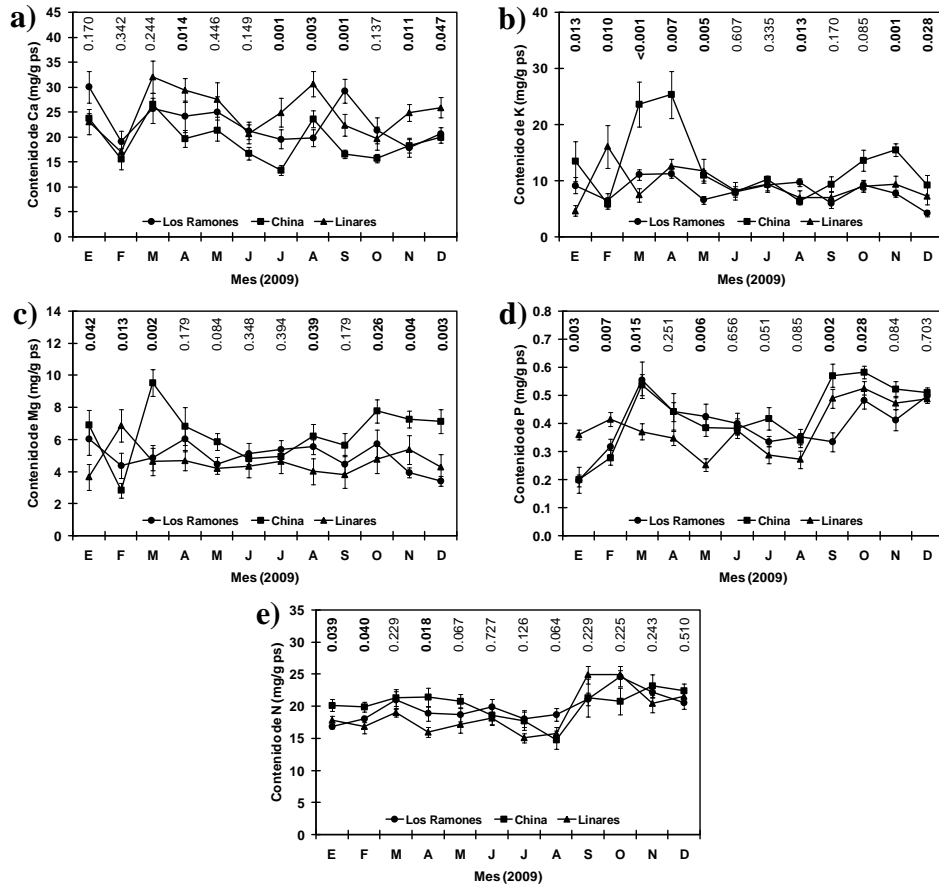


Fig. 2. Contenido mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de Ca, K, Mg, P, y N, en el componente hojas para los sitios de estudio. El valor p de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. Probabilidades estadísticamente significativas ($p < 0.05$) se presentan en negritas. Los Ramones (●), China (■) y Campus (○).

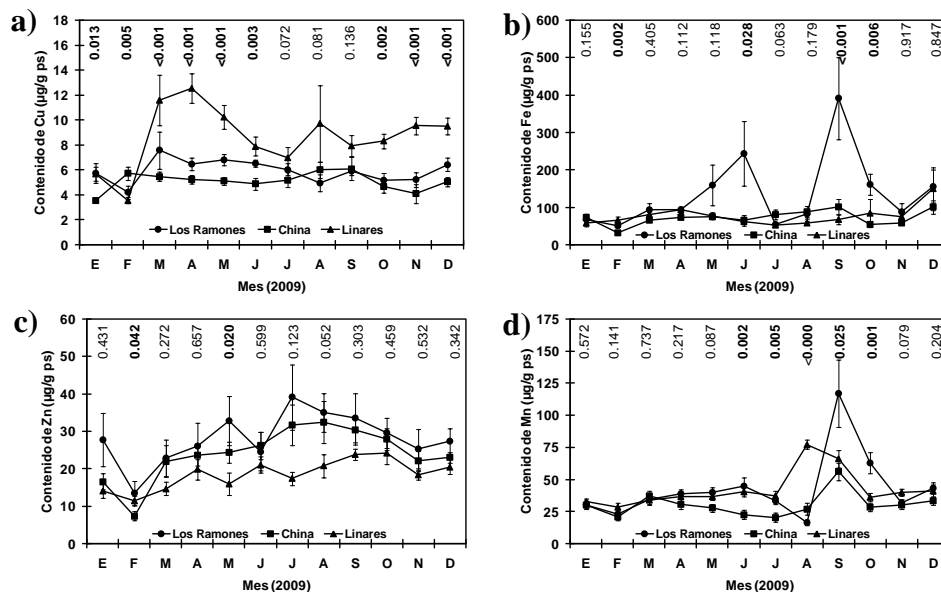


Fig. 3. Contenido mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de Cu, Fe, Zn y Mn, en el componente hojas para los sitios de estudio. El valor p de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. Probabilidades estadísticamente significativas ($p < 0.05$) se ilustran en negritas. Los Ramones (●), China (■) y Campus (▲).

producción anual de Ca para Los Ramones, China y Linares fue de 3.4, 4.7 y 8.1 g/m^2 , respectivamente. El aporte de K fue de 1.3, 3.2 y 3.1 g/m^2 , respectivamente. El de Mg fue de 0.8, 1.4 y 15 g/m^2 , respectivamente; mientras que el P tuvo una contribución potencial de 0.05, 0.1 y 1 g/m^2 , respectivamente. El aporte de N fue de 3.0, 4.9 y 55 g/m^2 , respectivamente (tabla 4). Independientemente del sitio, la contribución potencial anual de nutrientes a través de las hojas mostró el siguiente orden: Ca>N>K>Mg>P (tabla 4). El total de la producción anual de macros (Ca+K+Mg+N+P) para Los Ramo

nes, China y Linares fue de 8.6, 14.4 y 18.4 g/m^2 , respectivamente.

El uso eficiente [(g hojas $\text{m}^2/\text{año})/(\text{g mineral en hojas } \text{m}^2/\text{año})]$ de macrominerales en forma individual no mostró una tendencia clara entre los sitios (tabla 4). Para K y P el patrón fue el siguiente: Los Ramones>Linares>China, para Mg y N fue: Linares>Los Ramones>China, y para Ca fue: China>Los Ramones>Linares. Lo anterior pudiera explicarse a las diferencias entre especies y abundancia de plantas encontradas en cada sitio de estudio (González *et al.*, 2010).

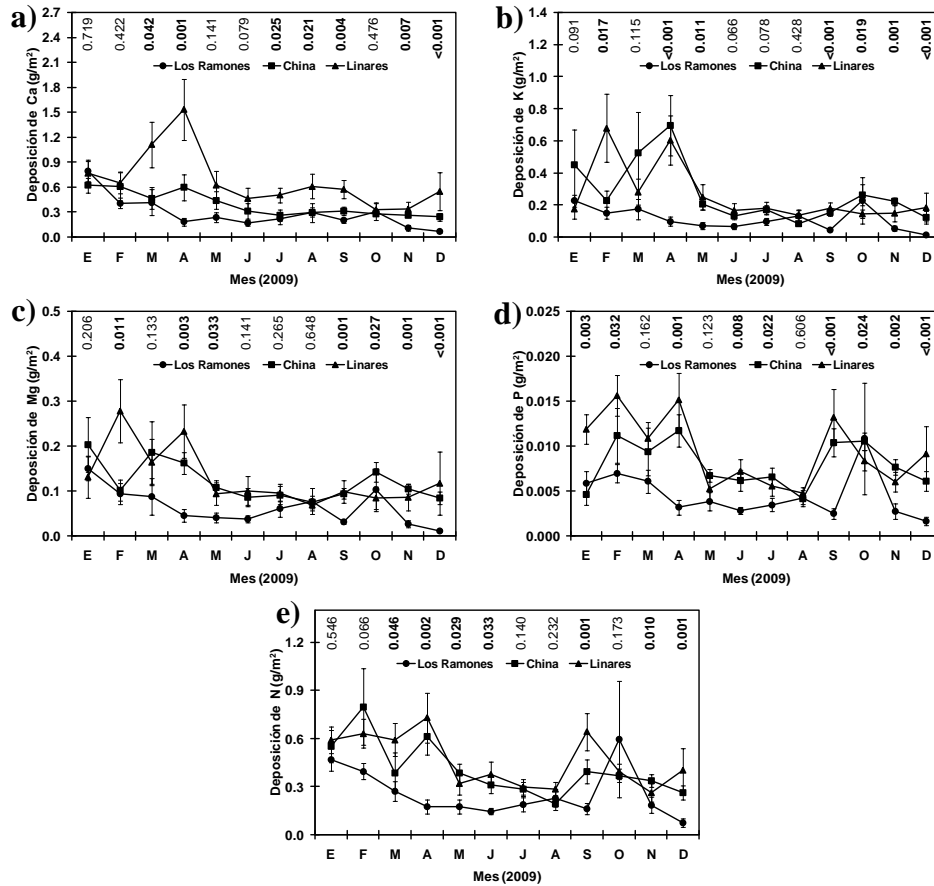


Fig. 4. Producción mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de Ca, K, Mg, P y N en el componente hojas para los sitios de estudio. El valor p de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. Probabilidades estadísticamente significativas ($p < 0.05$) se exhiben en negritas. Los Ramones (●), China (■) y Campus (▲).

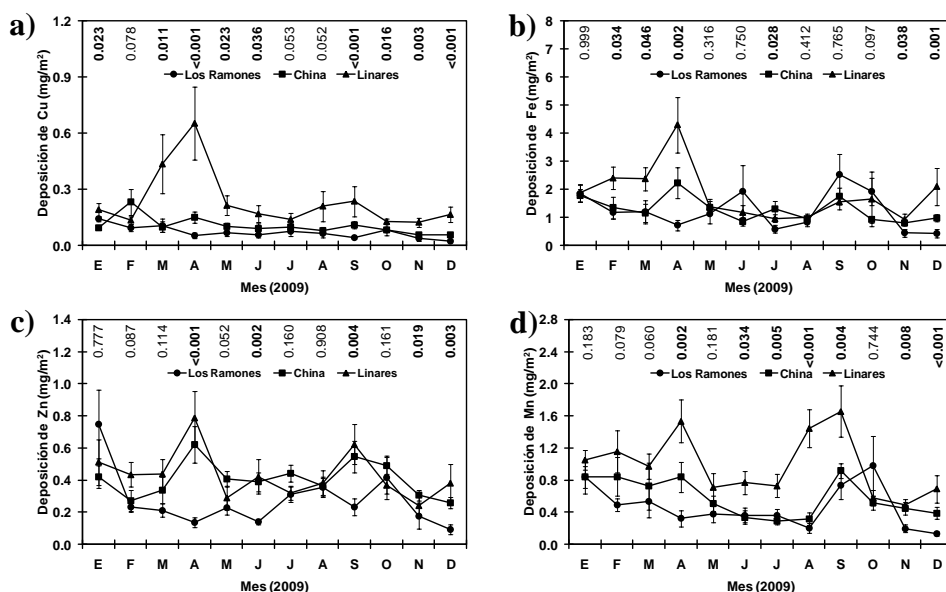


Fig. 5. Producción mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de Cu, Fe, Zn y Mn en el componente hojas para los sitios de estudio. El valor p de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra a mes de muestreo dentro de la gráfica. Probabilidades estadísticamente significativas ($p < 0.05$) se ilustran en negritas. Los Ramones (●), China (■) y Campus (▲).

La producción potencial de micro-minerales (Figs. 5a,b,c,d) siguió la misma tendencia que los macrominerales; más de la mitad de los meses analizados presentaron diferencia significativa entre los sitios de estudio. En general, en enero, febrero y marzo, cuando se registró la mayor cantidad de hojas (Fig. 1b), la producción de todos los micro-minerales fue mayor que en otros meses, siendo mayores en Linares. El aporte potencial anual de Cu fue de 0,8, 1,2 y 2,8 mg/m^2 para los sitios de Los Ramones, China y Linares, respectivamente; para Fe fue de 14.7, 15.4 y 21.7; para Mn fue de 5.5, 6.9

y 11.8 y para Zn fue de 3.3, 4.8 y 5.2. Independientemente del sitio, la producción potencial anual de micronutrientes fueron en el siguiente orden: $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu}$ (tabla 4). El total de la producción anual ($\text{Cu} + \text{Mn} + \text{Fe} + \text{Zn}$) fue de 24.3, 28.4 y 41.4 mg/m^2 , en Los Ramones, China y Linares, respectivamente.

DISCUSIÓN

Aun cuando, la producción de hojarasca se produjo durante todo el periodo experimental, no se encontraron diferencias

sobresalientes en las producción de los componentes de la hojarasca, pero sí se encontraron diferencias en la cantidad de entrada, la variabilidad y el orden de magnitud (Figs. 1a,b,c,d,e). Independientemente de los componentes de la hojarasca total o individual que se registraron en cada sitio, se encuentran dentro del rango de las producciones observadas previamente en estudios llevados a cabo en el MET (Rodríguez, 2010; González *et al.*, 2011) y en el matorral desértico micrófilo donde se observaron producciones de 141.76 a 390.47 g/m²/año (Marroquín, 2011). Estudios realizados en ecosistemas forestales tropicales (Veneklaas, 1991; Sundarapandian y Swamy, 1999; Epstein *et al.*, 2002; Del Valle-Arango, 2003) reportan producciones de hojarasca que varían de 240 a 760 g/m²/año. Estudios realizados en diferentes ecosistemas forestales de México (bosque de encino, bosque mesófilo de montaña y bosque perennifolio), la variación en la producción anual de hojarasca fluctuó de 430 a 1090 g/m²/año. (Lawrence, 2005; Rocha-Loredo y Ramírez, 2009).

En general, dentro de una misma región forestal y debido a que las hojas son retenidas durante menos tiempo en el árbol, los bosques caducifolios presentan una mayor producción de hojarasca que los de coníferas, debido a que la productividad es más alta. En la zona boreal los bosques de coníferas y caducifolios producen 32 y 264 g/m²/año, respectivamente. En la zona templada la producción es superior a la registrada en la zona boreal, ya que los bosques caducifolios aportan 540 g/m²/año y los de coníferas 438 g/m²/año. En el bosque de tipo mediterráneo se han registrado valores de producción de hojarasca de 384 g/m²/año (Lousier y Parkinson, 1976).

En este estudio, las hojas representaron el principal componente de la hojarasca. Así mismo, Santa Regina y Tarazona (2001a) reportaron que las acículas representaron el 50% del material de la hojarasca en plantaciones de *Pinus sylvestris*, el 55% en el caso de *Quercus suber* (Caritat *et al.*, 2006) el 62% en *Fagus sylvatica* (Santa Regina y Tarazona, 2001b) y 80% en *Quercus pyrenaica* (Santa Regina, 2000). La cantidad de hojarasca que retorna al suelo y la concentración de nutrientes acumulados en ella determina la cantidad de cada uno de los elementos minerales que retornarán al suelo. Las hojas presentan una alta demanda de nutrientes con respecto al resto de los órganos del árbol; entre el 30 y el 70% del total de los nutrientes almacenados anualmente se encuentran en las hojas (Piatek y Allen, 2000).

La variación mensual en la producción de hojarasca y sus componentes ha sido reportado con anterioridad por Prause *et al.* (2003) quienes reportaron variaciones mensuales que van de 0.42 a 28.2 g/m²/año y su aporte al suelo está asociado al periodo del ciclo vegetativo con la sucesión de las etapas fenológicas características de cada especie vegetal. Asimismo, se ha observado que la producción de hojarasca y producción de minerales en los ecosistemas forestales está determinada por la edad de las plantas (Lawrence, 2005), la precipitación, la composición de especies, la disponibilidad de nutrientes en el suelo y por la etapa de sucesión (Yankelevich *et al.*, 2006).

En este estudio, el patrón de la producción de los diferentes componentes de la hojarasca varió dentro y entre los sitios a lo largo del año. No obstante, la producción de estructuras reproductivas mostró dos

incrementos importantes en su producción; en junio y octubre (Fig. 1c). El hecho de que la producción de los diferentes componentes de la hojarasca no sigan un patrón similar al del otros componentes, se pudiera deber a que la composición botánica de las comunidades vegetales es distinta entre los sitios (tabla 4).

En general, la producción de hojarasca es mayor en zonas húmedas y cálidas con suelos fértiles, mientras que disminuye en zonas secas y frías y con una baja disponibilidad de nutrientes (Kimmins, 1997). Sin embargo, la producción de hojarasca es muy dependiente de la variabilidad de las condiciones climáticas entre diferentes años, por lo que es difícil establecer un patrón general a escalas más pequeñas o en zonas con gran variabilidad climática, como en aquellas zonas climáticas del tipo de clima mediterráneo (Martínez-Alonso *et al.*, 2007). La producción de hojarasca y las concentraciones de nutrientes que retorna al suelo por las hojas, son alteradas por las variaciones en la precipitación y temperatura. Por un lado, las precipitaciones pueden causar la caída prematura de las hojas debido al viento que acompaña a las tormentas; además, lavan nutrientes de las hojas verdes (Wood *et al.*, 2005). En cambio, la sequía puede aumentar las concentraciones en nutrientes de la hojarasca, debido a una caída prematura de las hojas maduras en respuesta al estrés hídrico, lo que impediría una reabsorción de nutrientes; esto se debe sobre todo a que los nutrientes se pueden transportar hacia las raíces a través de películas de agua dentro del suelo y, por tanto, debe haber una película continua conectando los nutrientes con las raíces. La falta de agua en el suelo también disminuye la disponibilidad de los nutrientes reduciendo la actividad micro

biana, la cual es responsable de la liberación de nitrógeno, fósforo y azufre de la materia orgánica del suelo (Imbert *et al.*, 2004). En este sentido, Martínez-Alonso *et al.* (2007) señalan que el aumento de temperaturas y los periodos secos condicionan la dinámica y productividad de los ecosistemas. Esto se debe a que el contenido de humedad de suelo es muy pobre y reduce el crecimiento de las plantas, limitando la producción de alimento para la fauna que ahí habita, así como la lenta descomposición de la materia orgánica provocando con lo anterior la baja productividad de nutrientes.

La producción de minerales vía foliar de la hojarasca en el MET sólo se tiene lo registrado por Rodríguez (2010), donde reporta deposiciones que van de 0.23 (P) a 14.16 g/m²/año (Ca) y micro-minerales de 0.00244 (Cu) a 0.123 mg/m²/año (Fe). Valores muy similares a lo encontrado por González *et al.* (2011), quien reporta para el sitio de Linares producciones de macrominerales que van de 0.4(P) a 18.23 g/m²/año (Ca) y micro-minerales de 0.0272 (Cu) a 0.63 mg/m²/año (Fe), en el presente estudio se tienen producciones muy bajas para los macrominerales que van de 0.11 (P) a 8.05 g/m²/año (Ca) y producciones muy altas para micro-minerales de 2.79 (Cu) a 21.68 mg/m²/año (Fe), a pesar de que se trata del mismo sitio se ven muy marcadas las diferencias que pueden estar relacionadas, a las producciones de hojarasca, precipitación y temperatura y a la diversidad de plantas tanto caducifolias como perennifolias que pudieron estar presentes o ausentes en los diferentes años de estudio.

Estudios relacionados a este trabajo en diferentes tipos de ecosistemas, muestran valores similares [0.127 (P) a 5.26 g/m²/año (Ca)] como los reportados por Marroquín (2011)

en dos comunidades de matorral desértico micrófilo del noreste de México, mientras que Yang *et al.* (2004) en un bosque natural subtropical en China reporta valores de 0.13 (P) a 4.6 g/m²/año (Ca). Sin embargo, cantidades más elevadas [0.25 (P) a 21.68 g/m²/año (Ca)] fueron reportadas por Sánchez *et al.* (2008) en bosques forestales tropicales en Ecuador. Por su parte, Del Valle-Arango (2003) en un bosque pantanoso encontró valores de 0.5 (P) a 13.04 g/m²/año (Ca). A pesar de la diferencia en cuanto a estructura, densidad y cobertura, entre estos tipos de ecosistemas, la variación que hay en cuanto a la producción de minerales entre algunos ecosistemas es muy similar, no así en cuanto a cantidad y calidad de la hojarasca. Esto lo demuestra González *et al.* (2011), en un estudio realizado en diferentes tipos de ecosistemas, donde encontró que las mayores producciones de hojarasca se registraron en el ecotono de un bosque de pino-encino y el matorral espinoso tamaulipeco y la menor producción se registró en el bosque de pino-encino. En tanto, para las producciones de minerales, las mayores se registraron en el matorral espinoso tamaulipeco, mientras que el ecotono presentó las menores producciones.

La producción potencial de P fue muy baja. Gairola *et al.* (2009) en India y Andivia *et al.* (2009) en España también reportaron bajas producciones de P, 0.7 y 0.034 g/m²/año, respectivamente. En general, se observa que las cantidades de N y P que retornan al suelo a través de la hojarasca son mayores para especies caducifolias que para perennifolias. Imbert *et al.* (2004) documentan aportes anuales de N y P comprendidos entre 1.0 a 8.8 g/m²/año y 0.03 a 0.79 g/m²/año, respectivamente, para especies caducifolias, mientras que los aportes máximos de N y P

en especies perennifolias son inferiores a 4.7 y 0.44 g/m²/año, respectivamente.

En el presente estudio, aun cuando la deposición de P fue baja, su uso eficiente fue relativamente mayor que Ca, K, Mg y N. Lo anterior también ha sido reportado en estudios realizados en diferentes ecosistemas forestales (Del Valle-Arango, 2003; Swany *et al.*, 2004; Safou-Matondo *et al.*, 2005;). Se ha argumentado que el P pudiera ser retranslocado a otras estructuras de las plantas antes de la senescencia de las hojas y esta reabsorción pudiera ser usada para la producción de nuevas estructuras vegetales o procesos fisiológicos. Frecuentemente se ha sugerido que las especies de hábitats pobres en nutrientes presentan una mayor eficiencia en la retranslocación (Vitousek, 1982). Otros autores han encontrado que en ambientes ricos en nutrientes la eficiencia en la reabsorción es muy baja. Así, Aerts (1996) apenas encontró diferencias significativas en la reabsorción de nutrientes entre especies caducifolias (en suelos más fértiles) y especies perennifolias (características de suelos más pobres en nutrientes), solamente observó que la eficiencia en la reabsorción era ligeramente mayor en las primeras (54 vs. 47% para el nitrógeno). Otros autores no encontraron relación entre la disponibilidad de nutrientes del suelo y la eficiencia en la retranslocación (Wright y Westoby, 2003; Rentería *et al.*, 2005). En cambio, en otros estudios se ha encontrado que las plantas que crecen en hábitats fértiles son más eficientes en la reabsorción (Nambiar y Fife, 1987). Del Arco *et al.* (1991) establecen que el grado de reabsorción depende del periodo de abscisión de la hoja, de modo que las especies con una caída de la hoja más lenta en el tiempo presentan una menor eficiencia en la reabsorción de nutrientes

debido probablemente a lo impredecible de la época de abscisión foliar. La abscisión gradual de hojas parece ser una adaptación al estrés hídrico en regiones con climas áridos o semiáridos. El estado nutricional de la planta y la humedad del suelo están entre los posibles factores que controlan la reabsorción de nutrientes (Del Arco *et al.*, 1991; Rentería *et al.*, 2005). Algunos autores postulan que la eficiencia en la reabsorción está influenciada por el incremento de la radiación debido a que el proceso de retranslocación requiere una cierta cantidad de energía que tiene que ser proporcionada por la fotosíntesis (Boerner, 1986). Adicionalmente, la radiación afecta al contenido de nitrógeno por unidad de área, el cual puede estar correlacionado con la eficiencia en la reabsorción (Nordell y Karlsson, 1995). Sin embargo, Yasumura *et al.* (2005) no detectaron relación alguna entre la radiación y la eficiencia de la reabsorción en tres especies caducifolias. Si este razonamiento es válido, la reabsorción puede o no mantener la producción de nuevas hojas u otra clase de estructuras y disminuir la demanda de minerales del suelo en especies caducifolias (Palma *et al.*, 2000).

CONCLUSIONES

Los resultados emanados de la presente investigación demuestran que la producción de los diversos constituyentes de la hojarasca, cumplen con una función en un escenario fluctuante y complejo que cada vez requiere más atención para entender el funcionamiento de los ecosistemas y ciclaje de nutrientes, ya que por medio de la hojarasca se regenera el suelo, se evita la erosión, se mejoran las propiedades físicas y químicas del suelo, y se mantiene la fertilidad del mismo, además

que ayuda a sostener la vida de la fauna heterótrofa.

Los resultados muestran que existe variación espacial y temporal en la producción de cada componente de la hojarasca, siendo el sitio de Linares el de mayor producción y Los Ramones el de menor. Las máximas producciones foliares se presentaron en la época de invierno (enero-abril). La producción total de ramas y de hojas, fue significativamente diferente en los tres sitios de estudio, mientras que en estructuras reproductivas y otros no se encontraron diferencias significativas. El sitio de Linares fue el más productivo y con mayor aporte potencial de componentes orgánicos depositados al suelo que los sitios de Los Ramones y China.

Asimismo, manteniendo la misma tendencia entre los sitios, se observaron diferencias en la productividad de nutrientes en cada sitio, mas no así en la calidad de las hojas, medida a través del aporte de minerales donde se encontraron porcentajes similares en Mg, P y N. Por tanto, lo que permite la diferencia en la aportación de minerales es la productividad de cada sitio de estudio; es decir, a mayor productividad mayor aportación de nutrientes. A pesar de pertenecer al mismo tipo de comunidad vegetal, los sitios de estudio difieren en el retorno potencial de nutrimentos y esta diferencia se relaciona a las condiciones edáficas, a la estructura florística, a la calidad de hojarasca, a los cambios estacionales, a las variaciones de temperatura y precipitación, los cuales conjuntamente influyeron en la eficiencia del uso de nutrientes.

En este estudio, tanto las características ecológicas, como las variables climáticas que se presentaron en cada sitio fueron

determinantes en las producciones de hojarasca y minerales. En Linares fue donde se encontró la mayor cobertura, así como dominancia y frecuencia, en comparación con Los Ramones y China.

En cuanto al uso eficiente el P fue relativamente mayor que Ca, K, Mg y N. En este trabajo no se estudio la eficiencia de la retranslocación del P en la planta. Según estudios la retranslocación en especies caducifolias es un poco mayor que en especies perennifolias, por lo que se supone que en estos sitios puede darse la reabsorción de P para la producción de nuevas hojas u otras clases de estructuras, ya que la mayorías de las especies presentes en los sitios de estudios son caducifolias.

Dado que los estudios realizados en esta línea de investigación son mínimos, los resultados generados en el presente estudio indican la importancia de continuar investigando con mayor profundidad la relación suelo-planta o retorno de nutrimentos en comunidades vegetales de regiones semiáridas, sobre todo, si consideramos que este tipo de comunidades representan un 20% del territorio nacional; lo que implica más el entendimiento de la dinámica de la deposición de hojarasca y nutrimentos que contribuyan al mejoramiento y conservación de las propiedades físicas y químicas del suelo y a mantener los procesos ecológicos en este tipo de comunidades.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por proporcionar la beca de doctorado al primer autor. Se agradece a Tilo Gustavo Domínguez, Manuel Hernández Charles y Elsa Dolores González por su

participación en los muestreos en campo y actividades de laboratorio. Además, se agradece también a los propietarios de los predios Rancho Zaragoza y Rancho El Abuelo por brindar todas las facilidades para llevar a cabo esta investigación. Adicionalmente, se agradece a tres revisores anónimos por enriquecer y hacer observaciones críticas al presente estudio. Al Proyecto PAICYT CT289-10 financiado por la Universidad Autónoma de Nuevo León.

LITERATURA CITADA

- Aerts, R., 1996. "Nutrient resorption from senescing leaves of perennials: are there general patterns?" *Journal of Ecology*, **84**: 597-608.
- Andivia, E., Fernández, M., Vázquez, P.J., González, P.A. y Tapias, R., 2009. "Nutrient return from leaves and litterfall in a mediterranean cork oak (*Quercus suber* L.) forest in southwestern Spain". *European Journal of Forest Research*, **129**: 5-12.
- AOAC, 1997. Official methods of analysis, 16th ed., Association of Official Analytical Chemists, Washington, DC.
- Boerner, R.E.J., 1986. "Seasonal nutrient dynamics, nutrient resorption and mycorrhizal infection intensity of two perennial forest herbs". *American Journal of Botany*, **73**: 1249-1257.
- Cantú, S.I., y González, R.H., 2001. "Interception loss, throughfall and stem flow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico". *Tree Physiology*, **21**: 1009-1013.

- Caritat, A., García, B.E., Lapeña, R. y Vilar, L., 2006. "Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions". *Annals Forest Sciences*, **63**: 791-800.
- Cherney, D.J.R., 2000. "Characterization of forages by chemical analysis". In: Givens DI, Owen E, Axford RFE, Omed HM (eds), Forage evaluation in ruminant nutrition. CAB International, Wallingford, pp. 281-300.
- Del Arco, J.M., Escudero, A. y Garrido, M.V., 1991. "Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescent leaves". *Ecology*, **72**: 701-708.
- Del Valle-Arango, J.I., 2003. "Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del Pacífico Sur Colombiano". *Inter-ciencia*, **28**: 443-449.
- Domínguez, G.T.G., 2009. "Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en diferentes comunidades de vegetación". Tesis de maestría en ciencias forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 132 pp.
- Epstein, H.E., Burke, I.C. y Lauenroth, W.K., 2002. "Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. Great Plains". *Ecology*, **83**: 320-327.
- Gairola, S., Rawal, R. y Dhar, U., 2009. "Patterns of litterfall and return of nutrients across anthropogenic disturbance gradients in three subalpine forests of west Himalaya, India". *Journal of Forest Research*, **14**: 73-80.
- González, R.H., Cantú, S.I., Gómez, M.M.V. y Ramírez, L.R.G., 2004. "Plant water relations of thornscrub shrub species, northeastern Mexico". *Journal of Arid Environments*, **58**: 483-503.
- González, R.H., Domínguez, G.T.G., Cantú, S.I., Gómez, M.M.V., Ramírez, L.R.G., Pando, M.M. y Fernández, C.J., 2011. "Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern México". *Plant Ecology*, **212**: 1747-1757.
- González, R.H., Ramírez, L.R.G., Cantú, S.I., Gómez, M.M.V. y Uvalle, S.J.I., 2010. "Composición y estructura de la vegetación en tres municipios del estado de Nuevo León". *Polibotánica*, **29**: 91-106.
- Imbert, J.B., Blanco, J.A. y Castillo, F.J., 2004. "Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global". F. Valladares (ed.). Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. pp. 479-506. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Isaac, S.R. y Nair, M.A., 2006. "Litter dynamics of six multipurpose trees in a homegarden in Southern Kerala, India". *Journal of Agroforestry System*, **67**: 203-213.
- Kimmins, J.P., 1997. *Forest ecology. A foundation for sustainable management*. Prentice-Hall, Nueva Jersey. USA.

- Lawrence, D., 2005. "Regional-scale variation in litter production and seasonality in tropical dry forests of Southern Mexico". *Biotropica*, **37**: 561-570.
- León, D.J., González, M.I. y Gallardo, J.F., 2011. "Ciclos biogeoquímicos en bosques naturales y plantaciones de coníferas en ecosistemas de alta montaña de Colombia". *Journal of Tropical Biology*, **59**: 1883-1894.
- Lousier, J.D. y Parkinson, D., 1976. "Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest". *Canadian Journal of Botany*, **54**: 419-436.
- Marroquín, C.J.J., 2011. "Deposición de hojarasca y retorno de nutrientes en el matorral desértico micrófilo, Noreste de México". Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 77 pp.
- Martínez-Alonso, C., Valladares, F., Camarero, J.J., López Arias, M., Serrano, M. y Rodríguez, J.A., 2007. "The uncoupling of secondary growth, cone and litter production by intradecadal climatic variability in a mediterranean scots pine forest". *Forest Ecology and Management*, **253**: 19-29.
- Moro, M.J., 1992. "Desfronde, descomposición y fijación de nitrógeno en una microcuenca con repoblación joven de coníferas y matorral de *Cistus laurifolius* y *Adenocarpus decorticans* en la Sierra de los Filabres (Almería)". Tesis doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante, 463 pp.
- Nambiar, E.K.S. y Fife, D.N., 1987. "Growth and nutrient retranslocation in needles of radiata pine in relation to nitrogen supply". *Annals of Botany*, **60**: 147-156.
- Nordell, K.O. y Karlsson, P.S., 1995. "Resorption of nitrogen and dry matter prior to leaf abscission: variation among individuals, sites and years in the mountain birch". *Functional Ecology*, **09**: 326-333.
- Northup, B.K., Zitzer, S.F., Archer, S.R. y Boutton, T.W., 1996. "A technique to allocate biomass of woody plants. La Copita Research Area: 1996 Consolidated Progress Report". Texas Agricultural Experiment Station, Corpus Christi, Texas A&M University System, College Station, Texas, USA, pp. 47-50.
- Oelbermann, M. y Gordon, A.M., 2000. "Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream". *Journal of Environmental Quality*, **29**: 603-610.
- Ott, L., 1993. *An introduction to statistical methods and data analysis*. 775 p. 2nd ed., Duxbury Press. Boston, Massachusetts.
- Palma, R.M., Defrieri, R.L., Tortarolo, M.F., Prause, J. y Gallardo, J.F., 2000. "Seasonal changes of bioelements in the litter and their potential return to green leaves in four species of the Argentine subtropical forest". *Annals of Botany*, **85**: 181-186.
- Piatek, K.B., Alen, H.L., 2000. "Site preparation effects on foliar N and P use, retranslocation, and transfer to litter in

- 15-years old *Pinus taeda*". *Forest Ecology and Management*, **129**: 143-152.
- Prause, G.J., Arce, C. y Angeloni, P.N., 2003. "Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina)". *Revista de Ciencias Forestales-Quebracho*, **10**: 39-45.
- Ramírez-Lozano, R.G., González, R.H., Gómez, M.M.V., Cantú, S.I. y Uva-Ile, S.J.I. 2010. "Spatio-temporal variations of macro and trace mineral contents in six native plants consumed by ruminants at northeastern Mexico". *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, **12**: 267-281.
- Reid, N., Marroquín, J. y Beyer, M.P., 1990. "Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico". *Forest Ecology and Management*, **36**: 61-79.
- Rentería, L.Y., Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A. y Pérez-Jiménez, A. 2005. "Nitrogen and phosphorus resorption in trees of a Mexican tropical dry forest". *Trees*, **19**: 431-441.
- Rocha-Loredo, A.G y Ramírez, M.N., 2009. "Producción y descomposición de hojarasca en diferentes condiciones sucesionales del bosque de pino-en-cino en Chiapas, México". *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, **84**: 1-12.
- Rodríguez, H.E.J., 2010. "Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes, vía hojas en diferentes tipos de vegetación, noreste de México". Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 60 pp.
- Rodríguez, R.G.A., 1994. "Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbóreas y arbustivas) de dos comunidades del matorral espinoso tamaulipeco de Linares Nuevo León, México". Tesis profesional. F.C.B. Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, Nuevo León.
- Sariñana, F.R., 1999. "Análisis de la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante en 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México". Tesis de maestría en ciencias forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México.
- Safou-Matondo, R., Deleporte, P., Laclau, J.P. y Bouillet, J.P., 2005. "Hybrid and clonal variability of nutrient content and nutrient use efficiency in Eucalyptus stands in Congo". *Forest Ecology and Management*, **210**: 193-204.
- Sánchez, F.C., Lama, D. y Suatunce, C.P., 2008. "Hojas caídas y aporte de nutrientes de diez especies forestales tropicales". *Ciencia y Tecnología*, **1**: 73-78.
- Santa Regina, I., 2000. "Biomass estimation and nutrient pools in four *Quercus pyrenaica* in Sierra de Gata Mountains, Salamanca, Spain". *Forest Ecology and Management*, **132**: 127-141.

- Santa Regina, I. y Tarazona, T., 2001a. "Nutrient pools to the soil through organic matter and throughfall under a Scots pine plantation in the Sierra de la Demanda, Spain". *European Journal of Soil Biology*, **37**: 125-133.
- Santa Regina, I. y Tarazona, T., 2001b. Organic matter and nitrogen dynamics in a mature forest of common beech in the Sierra de la Demanda, Spain. *Annals of Forest Sciences*, **58**: 301-314.
- Santa-Regina, J., Salazar, S., Leonardi, S. y Rapp, M., 2005. "Nutrient pools to the soil through organic matter in several *Castanea sativa* Mill. coppices of Mountainous mediterranean climate areas". *Acta Horticulturae*, **693**: 341-348.
- Steel, R.G.D. y Torrie, J.H., 1980. *Principles and procedures of statistics. A biometrical approach*, 2nd ed. New York, NY: McGraw-Hill Book Company. 633 pp.
- Sundarapandian, S.M. y Swamy, P.S., 1999. "Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India". *Forest Ecology and Management*, **123**: 231-244.
- Swamy, S.L., Kushwaha, S.K. y Puri, S., 2004. "Tree growth, biomass, allometry and nutrient distribution in *Gmelina arborea* stands grown in red lateritic soils of central India". *Biomass and Bioenergy*, **26**: 305-317.
- Veneklaas, E.J., 1991. "Litterfall and nutrient fluxes in two montane tropical rain forests, Colombia". *Journal of Tropical Ecology*, **7**: 319-336.
- Villalón, M.H, Carrillo, P.A. y Soto, R.J.M., 1991. "Comparación de dos longitudes de líneas de muestreos para estimar coberturas en el matorral tamaulipeco mediante el método de puntos modificados". *Facultad de Ciencias Forestales, Reporte Científico*, **23**: 1-19.
- Vitousek, P.M., 1982. "Nutrient cycling and nutrient use efficiency". *American Naturalist*, **119**: 553-572.
- Wackerly, D.D., Mendenhall, W. y Scheaffer, R.L., 2002. *Estadística Matemática con Aplicaciones*. 6a. ed., Editorial Thomson. International. México. 872 pp.
- Wood, T.E., Lawrence, D. y Clark, D.A., 2005. "Variation in leaf litter nutrients of Costa Rica rain forest is related to precipitation". *Biogeochemistry*, **73**: 417-437.
- Wright, I.J. y Westoby, M., 2003. "Nutrient concentration, resorption and lifespan: leaf traits of *Australian sclerophyll* species". *Functional Ecology*, **17**: 10-19.
- Yasumura, Y., Onoda, Y., Hikosaka, K. y Hirose, T., 2005. "Nitrogen resorption from leaves under different growth irradiance in three deciduous woody species". *Plant Ecology*, **178**: 29-37.
- Yang, Y.S., Guo, J.F., Chen, G.S., Xie, J.S., Cai, L.P. y Lin, P., 2004. "Litterfall, nutrient return, and leaf-litter decompositions in four plantations compared with a natural forest in subtropical

- China". *Annals of Forest Science*, **61**: 465-476.
- Yankelevich, S.N., Fragoso, C., Newton, A.C., Russell, G. y Heal, O.W., 2006. "Spatial patchiness of litter, nutrients and macroinvertebrates during secondary succession in a tropical montane cloud forest in Mexico". *Plant and Soil*, **286**: 123-139.

Recibido: 1 mayo 2012. Aceptado: 19 diciembre 2012.

Artículo 3. Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México.

Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México¹

Litterfall production and leaf mineral potential deposition in the tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico

Juan M López Hernández^a, Humberto González Rodríguez^{a*}, Roque G Ramírez Lozano^b, Jorge I del Valle Arango^c, Israel Cantú Silva^a, Marisela Pando Moreno^a, Andrés E Estrada Castellón^a, Marco V Gómez Meza^d

*Autor de correspondencia: ^a Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional km 145, Linares, Nuevo León, México, tel.: +52(821)2124895, humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx

^b Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Biológicas, San Nicolás de los Garza, Nuevo León, México.

^c Universidad Nacional de Colombia sede Medellín, Departamento de Ciencias Forestales, Colombia.

^d Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Economía, Monterrey, Nuevo León, México.

RESUMEN

Se cuantificó la dinámica mensual (enero a diciembre 2010) de la producción de la hojarasca, así como el depósito de macro y microminerales de las hojas en tres sitios en los municipios China (S1), Linares (S2) y Los Ramones (S3) del estado de Nuevo León, México. La producción de hojarasca ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) fue de 408,0 (S3), 613,7 (S1) y 703,3 (S2). Las hojas se depositaron en mayor cantidad (de 247,48 a 515,15 $\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) seguidas por ramas (76,7-107,0), estructuras reproductivas (56,7-76,7) y otros, representado por material vegetal no identificado, cuerpos y heces de insectos (18,0-36,2). El depósito anual de calcio en los tres sitios fluctuó de 4,6 a 14,5; potasio de 2,0 a 8,7; magnesio de 1,0 a 3,4; nitrógeno de 4,0 a 9,3 y fósforo de 0,1 a 0,3 $\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. El cobre varió de 0,95 a 4,88; hierro de 52,85 a 91,25;

¹ Este manuscrito fue redactado de acuerdo a las reglas editoriales de la Revista Bosque de la Universidad Austral de Chile (<http://www.revistabosque.cl/>).

manganeso de 9,49 a 18,06 y zinc de 5,93 a 9,24 mg m⁻² año⁻¹. El uso eficiente de nutrientes no mostró una tendencia clara entre los sitios. Para nitrógeno, fósforo y potasio el patrón fue: S1 > S3 > S2; magnesio fue: S3 > S1 > S2 y calcio fue: S1 > S2 > S3. Aun cuando el fósforo no mostró diferencias entre sitio, su uso eficiente fue relativamente mayor que el calcio, potasio, nitrógeno o magnesio. Hubo diferencias espaciales y temporales en la cantidad de hojarasca depositada en términos de cantidad, calidad y retorno potencial de minerales.

Palabras clave: hojarasca, matorral espinoso tamaulipeco, depósito de minerales, noreste de México.

SUMMARY

The monthly dynamics (January to December 2010) of litterfall deposition, macro and microminerals of leaves in the three counties China (S1), Linares (S2) and Los Ramones (S3) of Nuevo Leon state, Mexico was quantified. Litterfall deposition (g m⁻² year⁻¹) was 613.7 (S1), 703.3 (S2) and 408.0 (S3). Leaves represented the highest component (from 247.5 to 515.1 g m⁻² year⁻¹) followed by branches (76.6-107.0), reproductive structures (56.7-76.7) and unidentified material, bodies and insect feces (18.0-36.2). Annual deposition of calcium in the three sites varied from 5.59 to 14.49; potassium from 2.04 to 8.68; magnesium from 0.89 to 3.42; nitrogen from 4.04 to 9.26 and phosphorus from 0.13 to 0.28 g m⁻² year⁻¹. The copper ranged from 0.95 to 4.88; iron from 52.85 to 91.25; manganese from 9.49 to 18.06 and zinc from 5.93 to 9.24 mg m⁻² year⁻¹. The nutrient use efficiency did not show a clear trend among sites. For nitrogen, phosphorus and potassium pattern was: S1 > S3 > S2; magnesium was: S3 > S1 > S2 and calcium was: S1 > S2 > S3. Even though phosphorus showed no difference among sites, its use efficiency was relatively higher than calcium, potassium, nitrogen or magnesium. In winter mineral deposition was higher. There were spatial and temporal variations in litterfall deposition in terms of quantity, quality and potential nutrient returns.

Key words: litterfall, leaves, Tamaulipan thornscrub, mineral deposition, northeastern Mexico.

INTRODUCCIÓN

La hojarasca es la materia vegetal que se acumula sobre el suelo. Su descomposición juega un papel importante en el mantenimiento de la productividad de los ecosistemas forestales (Swamy *et al.* 2008). El estudio de los ciclos de nutrientes a través de la caída de hojarasca representa una importante aproximación hacia la comprensión de los ecosistemas forestales, dado que aquella constituye el principal retorno de nutrientes al suelo forestal (Landsberg y Gower 1997). Gran parte de la materia orgánica que se descompone en el suelo procede de los restos orgánicos que se depositan sobre el mismo tras la abscisión de hojas, ramas, estructuras reproductivas y otras estructuras vegetales que conforman la hojarasca (Carnevale y Lewis 2001). Esta materia orgánica, tras su mineralización, libera bioelementos que pueden ser reabsorbidos por las plantas, contribuyendo así con el ciclo biogeoquímico (Zamboni y Aceñolaza 2004). Esta liberación de nutrientes está determinada por las características morfológicas y fisiológicas de las especies, la variación anual de la composición de la hojarasca, sus propiedades físico-químicas y por las condiciones ambientales, determinando así el tiempo de cesión de nutrientes en cada ecosistema forestal (Aceñolaza *et al.* 2006, Polyakova y Billor 2007, Wang *et al.* 2008).

La tasa de descomposición del mantillo puede ser determinada por la relación entre la cantidad que cae anualmente con la acumulada en el suelo. De acuerdo con Poggiani y Schumacher (2004) y Pallardy (2008) la forma y velocidad de descomposición están relacionadas principalmente con las condiciones climáticas y fundamentalmente con la relación carbono/nitrógeno, parecido a los microorganismos que efectúan este proceso. Normalmente, las hojas verdes presentan mayor tasa de descomposición que las hojas senescentes en razón de su concentración inicial más elevada de nitrógeno y de fósforo, y los materiales más lignificados son más resistentes a la descomposición (Reis y Barros 1990). La tasa de mineralización del nitrógeno en el suelo forestal está correlacionada con la mineralización total del nitrógeno (mantillo y suelo) y depende además de la calidad de la hojarasca (Stump y Binkley 1993).

A diferencia de los bosques húmedos tropicales, donde la descomposición de los restos orgánicos es rápida, en los ecosistemas de climas semiáridos este proceso ocurre con mayor lentitud. Por lo mismo, en tales ambientes la dinámica de los aportes y la descomposición de

los nutrientes adquieren especial relevancia en el funcionamiento y estabilidad de estos ecosistemas, especialmente cuando éstos son objeto de intervenciones antropogénicas que remueven parte de su biomasa (Kim *et al.* 1996). En las regiones semiáridas del noreste de México predominan las asociaciones caracterizadas por estratos arbustivos y arbóreos altos o medianos (3-6 m), siendo las más comunes las especies espinosas con hojas compuestas (Correa 1996). Este tipo de vegetación, denominada matorral espinoso tamaulipeco, constituida en su gran mayoría por especies caducifolias que pierden sus hojas en periodos de sequía y algunas perennifolias (Northup *et al.* 1996), se distinguen por tener un amplio rango taxonómico diferente, dinámica de crecimiento, diversidad en desarrollo fenológico y longevidad foliar (González *et al.* 2011).

En particular, se puede considerar que la biomasa arbustiva constituye una importante fuente forrajera, energética, de estantería, construcciones rurales, alimentarias, medicinales, entre otros beneficios (Reid *et al.* 1990). A pesar de la diversidad de estudios ecológicos y biológicos realizados en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México, y particularmente en el estado de Nuevo León, no se ha documentado, en todo el ecosistema, el depósito y el uso eficiente de minerales de la hojarasca. Por tanto, la hipótesis que se planteó en el presente estudio fue que los constituyentes de la hojarasca (hojas, ramas, estructuras reproductivas y otros componentes) del matorral espinoso tamaulipeco presentan diferencias en su producción y en el depósito de nutrientes vía foliar. Por lo anterior, el objetivo de este trabajo fue cuantificar mensualmente, durante un año, i) las fluctuaciones de la producción de hojarasca, ii) el depósito de macro (Ca, K, Mg, N y P) y microminerales (Cu, Fe, Mn y Zn) de las hojas de la hojarasca y iii) el uso eficiente de nutrientes en tres sitios del noreste de México.

MÉTODOS

Área de estudio. El estudio se llevó a cabo en tres sitios del matorral espinoso tamaulipeco, sin disturbios recientes aparentes, del estado Nuevo León, México. El sitio 1 se encuentra en el municipio de Los Ramones (25° 40 N; 99° 27 O, 200 msnm). El sitio 2 se encuentra en el municipio de China (25° 31 N, 99° 16 O, 200 msnm). El sitio 3 situado en el Campus Experimental de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo

León (24° 47 N, 99° 32 O, 350 msnm), 8 km al sur del municipio de Linares. Las distancias entre sitios son: sitio 1 al sitio 2, aproximadamente 54 km, sitio 2 al sitio 3, 131 km, sitio 1 al sitio 3, 185 km. El clima de la región es subtropical y semiárido con verano cálido, con lluvias predominantemente de verano de abril a noviembre, pero son usuales las sequías intraestivales. Se presentan temperaturas máximas de hasta 45 °C durante el verano, con temperatura anual promedio entre 14,7 °C a 22,3 °C, la precipitación promedio anual es de 805 mm con una distribución bimodal (González *et al.* 2004). Los suelos dominantes de estos tres sitios son vertisoles profundos, de color café oscuro, limo-arcillosos, con Montmorillonita, que se contraen y se expanden notablemente en respuesta a los cambios en el contenido de humedad del suelo. Las propiedades físicas y químicas del suelo a una profundidad de 0-20 cm para los tres sitios de estudio fueron previamente reportados por López *et al.* (2013).

Vegetación del área de estudio. El principal tipo de vegetación en los tres sitios de estudio se caracteriza por ser una formación arbustiva y subarbórea, con elementos florísticos dominantes de 4 a 6 m de alto, perennes mayormente con espinas, con hojas pequeñas y caducifolias. Las especies más representativas son: *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl ex Willd.). M.C Johnst., *Ebenopsis ebano* (Berland.) Barneby & J.W Grimes, *Acacia amentacea* DC., *Castela erecta* Turpin subsp *texana* (Torr. & A.Gray) Cronquist, *Celtis pallida* Torr., *Parkinsonia texana* var. *macra* (IM Johnst.) Isely, *Forestiera angustifolia* Torr., *Cordia boissieri* A.DC., *Leucophyllum frutescens* (Berland.) IM Johnst., *Guaiacum angustifolium* Engelm., *Cylindropuntia leptocaulis* (DC.) F.M Knuth, *Opuntia spp*, *Zanthoxylum fagara* Sarg., *Sideroxylon celastrinum* (Kunth) T.D.Penn, *Helietta parvifolia* (A.Gray ex Hemsl) Benth., destacando entre todas éstas la palma china (*Yucca filifera Chabaud*). Las especies caducifolias pierden sus hojas en otoño o a inicios del invierno, mientras que la caída de hojas de las perennifolias ocurre de manera constante a lo largo de todo el año, aunque la mayor abscisión de hojas ocurre en la época estival (verano-otoño) (Moro 1992). La caracterización florística de los sitios de estudios fue previamente reportada por Domínguez *et al.* (2013).

Colecta de hojarasca. En cada sitio se establecieron diez trampas o colectores de hojarasca (1,0 m²) consistentes de un marco de madera biselado cuyo fondo se cubrió con malla plástica fina (1 mm) con la finalidad de que no se acumule agua en los periodos de lluvia. Los

colectores fueron distribuidos al azar en cada sitio (aproximadamente 2.500 m²). Cada trampa fue colocada aproximadamente a 0,50 m sobre el nivel del suelo para interceptar la hojarasca. El contenido de la trampa se colectó y depositó en bolsas de papel previamente etiquetadas con la leyenda sitio, fecha y número de colector. La recolecta de la hojarasca de cada trampa se realizó cada 15 días durante los meses enero-diciembre de 2010; no obstante, las dos recolectas de cada mes se mezclaron en una sola luego de secarlas hasta peso constante a 65 °C durante 72 horas.

Análisis de laboratorio. El contenido de hojarasca se separó manualmente en hojas, estructuras reproductivas (flores, frutos y semillas), ramitas o ramas (< 2 cm de diámetro), y otros (tejidos no identificados, estructuras fina, corteza, fragmento de cuerpos de insectos o heces). No se cuantificó la pérdida de peso de la muestra de la hojarasca que pudo haber ocurrido entre fechas de muestreo o la cantidad de hojarasca depositada dentro o fuera de las canastas por la acción del viento. Sumando los muestreos realizados por mes, repetición y sitio de estudio, se determinó la producción anual total de la hojarasca y sus componentes. Una vez cuantificado el peso de la hojarasca, las hojas fueron molidas utilizando un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus, Modelo 3383) usando una malla No. 60 (1 mm x 1 mm). El material molido fue recolectado en bolsas tipo ziploc previamente etiquetadas por fecha, repetición y sitio de muestreo para su posterior análisis químico. Se consideraron sólo las hojas por ser el componente principal de la hojarasca y estar presente a lo largo de todo el periodo de estudio.

De cada canasta (repetición) proveniente de cada sitio y fecha de recolecta, se usó 1,0 g para determinar la concentración de minerales (Cu, Fe, Mn, Zn, Ca, Mg, K y P). Primero, se sometieron las muestras a incineración en una mufla a 550 °C, durante 5 h. Posteriormente, las cenizas fueron digeridas en una solución de HCl y HNO₃ utilizando la técnica de digestión húmeda (Cherney 2000). Se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica mediante el uso de un espectrofotómetro marca Varian, modelo SpectrAA-200, los contenidos de calcio (óxido nitroso / llama de acetileno), potasio, magnesio, cobre, manganeso, hierro y zinc (aire/llama de acetileno). El fósforo se cuantificó por colorimetría utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer (modelo Lamda 1A) a 880 nm (AOAC 1997). El nitrógeno se determinó por el método Micro-Kjeldahl (AOAC 1997). El depósito de minerales se

cuantificó multiplicando la producción de hojas de la hojarasca por el contenido de cada mineral. La sumatoria de los valores mensuales acumulados en cada sitio se utilizó como una estimación del depósito anual de minerales. El depósito anual de calcio, potasio, magnesio, nitrógeno y fósforo fueron empleados para determinar, en cada sitio, la eficiencia en el uso de macrominerales (EUN) de la hojarasca vía hojas definida como la relación de la masa anual de hojas depositadas al depósito anual de macrominerales (Vitousek 1982).

Variables ambientales. En cada sitio de muestreo se obtuvieron mediciones horarias de la temperatura ambiente (°C) y la humedad relativa (%) usando sensores automatizados tipo HOBO (Familia H8). Se registró la precipitación pluvial diaria (mm) durante el periodo experimental en un pluviómetro automatizado marca HOBO (cuadro 1).

Cuadro 1. Temperatura (°C) y humedad relativa (%) media mensual y precipitación (mm) registrada durante el periodo de estudio (2010).

Mean monthly temperature (°C) and relative humidity (%) and rainfall (mm) registered during study period (2010).

Mes	Sitios								
	Sitio 1			Sitio 2			Sitio 3		
	°C	%	mm	°C	%	mm	°C	%	mm
Enero	13,1	72,2	28,0	13,8	72,2	20,0	13,4	66,3	3,8
Febrero	13,4	74,8	24,6	13,7	75,7	27,8	13,4	65,4	52,2
Marzo	18,8	58,9	7,6	19,3	59,3	6,8	18,6	46,7	11,4
Abril	23,6	71,6	153,8	23,9	71,0	111,0	22,7	61,7	255,6
Mayo	27,7	65,4	41,4	28,0	65,1	29,2	25,8	58,4	116,6
Junio	30,2	65,4	31,6	30,1	67,0	125,6	28,2	58,9	1,6
Julio	28,2	79,8	33,4	27,9	80,3	134,8	25,9	82,5	17,6
Agosto	30,4	66,2	10,6	30,1	66,8	0,0	27,6	77,4	33,0
Septiembre	27,3	77,8	115,0	27,1	77,9	0,2	25,6	85,4	5,8
Octubre	22,7	70,7	14,0	23,4	69,1	1,6	21,8	78,9	5,2
Noviembre	18,6	65,5	0,0	19,4	64,7	0,0	18,4	69,1	3,6
Diciembre	12,8	80,6	0,0	13,0	82,3	2,8	15,2	68,1	20,6
Total			460,6			459,8			527,0

Análisis estadísticos. Los datos de la producción de la hojarasca, así como la de nutrientes de las hojas fueron sometidos a un análisis de varianza usando un diseño completamente al azar (Steel y Torrie 1980). Para probar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de cada componente de la hojarasca y depósito de nutrientes, los datos se sometieron a las pruebas estadísticas de Kolmogorov-Smirnov, Shapiro Wilk y Levene (Steel y Torrie 1980). Los resultados demostraron que la mayoría de los datos no se distribuyeron normalmente y, en la mayoría de los meses de muestreo, el análisis de varianza no confirmó los supuestos de igualdad de varianzas, por lo que se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott 1993) para detectar diferencias significativas entre los sitios en cada mes de muestreo. Para detectar las diferencias en la producción de la hojarasca y depósito de nutrientes entre sitios, se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U (Wackerly *et al.* 2002) con la corrección de Bonferroni con un nivel de significancia de $P < 0,05$. Todos los análisis estadísticos se realizaron usando el paquete computacional Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) versión 17.0 para Windows, SPSS Inc, Chicago, IL, USA.

RESULTADOS

Producción de hojarasca. El mayor aporte a la hojarasca, durante el año de estudio correspondió a las hojas: 247,5 (sitio 1), 413,75 (sitio 2) y 515,15 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ (sitio 3), lo que equivale a 60,6, 67,4 y 73,2 % de la producción anual respectiva en cada sitio estudiado (cuadro 2). Las ramas tuvieron valores de 76,7, 107,05 y 103,54 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$, (18,7, 17,4 y 14,7 %), respectivamente. Las estructuras reproductivas adquirieron valores de 61,7, 56,7 y 66,7 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$, (15,1, 9,2 y 9,5 %), respectivamente. El componente otros contribuyó con 22,2, 36,2 y 18,0 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$, (5,4, 5,9 y 2,5 %), respectivamente. El sitio 3 tuvo el mayor aporte anual con 703,3 $\text{g m}^{-2} \text{año}^{-1}$ seguido por sitio 2 (613,7) y sitio 1 (408,0; cuadro 2).

Cuadro 2. Producción anual (media \pm error estándar, n=10) de hojarasca, macro y microminerales de las hojas y su uso eficiente de los macrominerales. La significancia de la prueba de Kruskal-Wallis y de la prueba Mann-Whitney U para la comparación de medias entre los sitios se muestra en la columna derecha. *($P < 0,05$); **($P < 0,01$); ***($P < 0,001$); ns = no significativo.

Litterfall, macro and micro-mineral annual deposition (mean \pm standard error, n=10) through leaves and fallen leaf macro-mineral nutrient use efficiency. The significance of the Kruskal-Wallis test and Mann-Whitney U test for mean comparison between sites is shown in the right columns. *($P < 0.05$); **($P < 0.01$); ***($P < 0.001$); ns = not significant.

Variables	Sitios			Estadístico				
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	χ^2	P	S1	S1	S2
						vs	vs	vs
						S2	S3	S3
Total (g m ⁻² año ⁻¹)	408,01	613,66	703,34	13,49	***	**	***	ns
Hojas	247,48	413,72	515,15	16,20	***	**	***	ns
ER	61,67	56,70	66,70	0,33	ns	ns	ns	ns
Ramas	76,65	107,03	103,44	4,20	ns	ns	*	ns
Otros	22,20	36,20	18,03	6,30	*	ns	*	*
Macromineral (g m ⁻² año ⁻¹)								
Ca	4,59	8,11	14,49	20,48	***	***	***	*
K	2,04	8,68	5,78	18,71	***	***	***	ns
Mg	0,89	3,42	1,45	15,53	***	***	ns	**
P	0,13	0,28	0,28	18,36	***	***	***	ns
N	4,04	8,21	9,26	17,52	***	***	***	ns
Micromineral (mg m ⁻² año ⁻¹)								
Cu	0,95	1,38	4,88	19,52	***	ns	***	***
Mn	9,49	12,80	18,06	12,78	**	ns	***	*
Fe	52,85	54,05	91,25	13,35	***	ns	***	**
Zn	5,93	9,24	8,96	7,82	*	*	*	ns
Uso eficiente								
Ca	54,49	52,30	39,86	7,83	*	ns	**	*
K	125,04	57,00	106,42	14,60	***	***	ns	**
Mg	295,77	160,82	438,23	13,29	***	**	ns	***
P	2.019,42	1.549,89	2.014,36	4,26	ns	*	ns	ns
N	64,72	51,11	55,47	7,16	*	*	ns	ns

ER = estructuras reproductivas; Otros = material no identificado, cuerpos de insectos y heces de insectos.

Uso eficiente de nutrientes = [hojas (g m⁻² año⁻¹) / mineral en hojas (g m⁻² año⁻¹)] (Vitousek 1982).

ER = reproductive structures; Others = unidentified material, insect bodies and insects feces.

Nutrient use efficiency = leaves (g m⁻² year⁻¹) / mineral in leaves (g m⁻² year⁻¹) (Vitousek, 1982).

Las producciones mensuales de hojarasca, hojas, estructuras reproductivas, ramas y otros componentes mostraron variaciones significativas entre sitios, aunque no hubo significancia en algunos meses (figura 1). La producción total de hojarasca fue mayor en sitio 3 (de 28 a 123 g m⁻²), mientras que en sitio 1 fue menor (16 a 64 g m⁻²). En los tres sitios las menores producciones se presentaron en febrero y las mayores en noviembre. La producción de hojas también fue mayor en sitio 3 con un rango de 18,4 (junio) a 89,0 g m⁻² (enero) y las mínimas se registraron en sitio 1 con producciones de 6,5 (febrero) a 34,0 (noviembre). Las estructuras reproductivas fueron menores en enero (0,09) y mayores (10,8 g m⁻²) en sitio 2 en noviembre. En ramas las máxima producción se presentaron en enero (18,8) en sitio 2, y la mínima agosto (3,1 g m⁻²) en sitio 3. Para el componente otros, la producción mínima (0,11) y máxima (7,6 g m⁻²) se registraron en enero y septiembre, respectivamente, en el sitio 2.

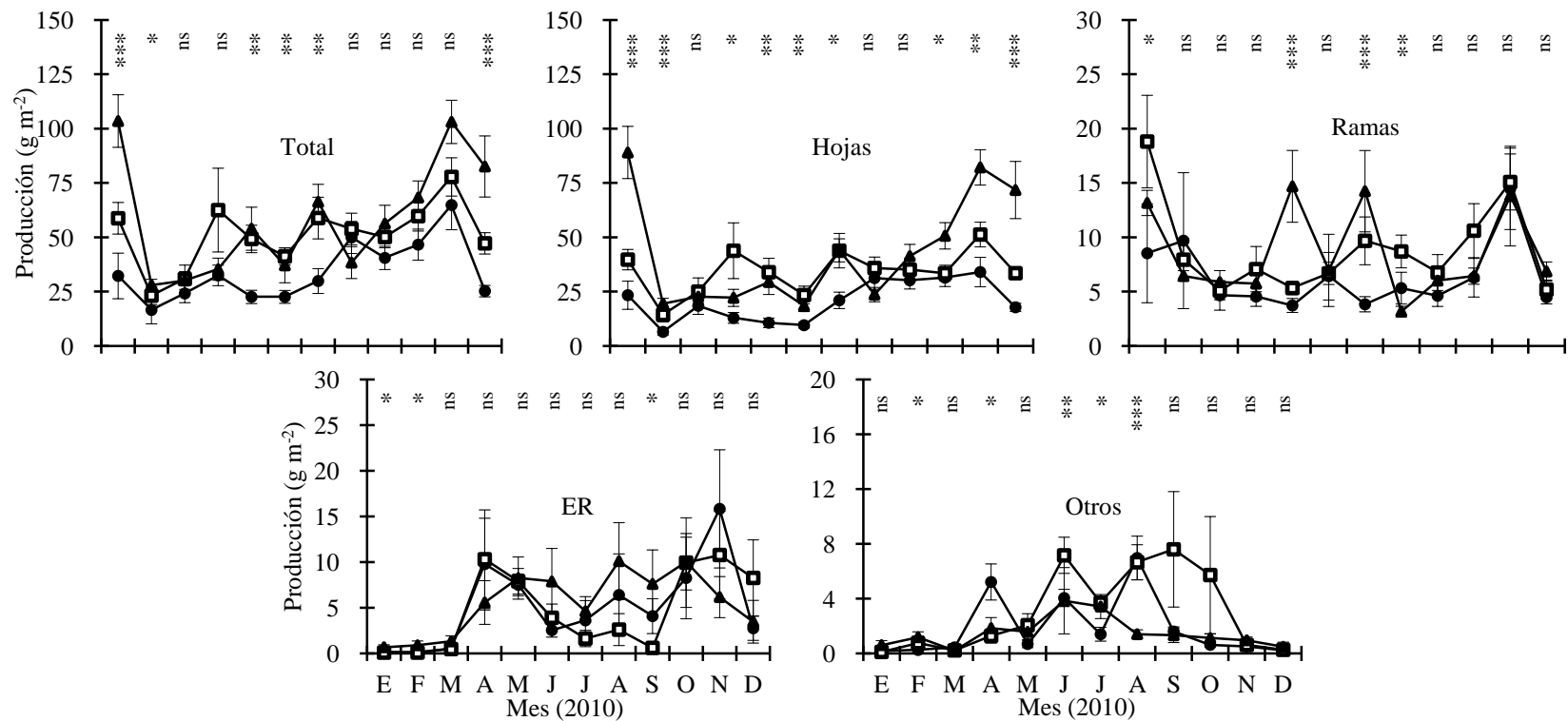


Figura 1. Producción mensual (media \pm error estándar, $n=10$) de los componentes de la hojarasca para los sitios de estudio. La significancia de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. *($P < 0,05$); **($P < 0,01$); ***($P < 0,001$); ns = no significativo). Sitio 1 (●), Sitio 2 (□), Sitio 3 (▲).

Monthly production (mean \pm standard error, $n=10$) of litterfall components at research sites. The significance of the Kruskal-Wallis test to detect significant differences between sites is shown at each sampling month within the graph. *($P < 0.05$); **($P < 0.01$); ***($P < 0.001$); ns = not significant). Site 1 (●), Site 2 (□), Site 3 (▲).

Depósito de minerales. La producción potencial de micro y macrominerales (figuras 2 y 3, respectivamente) fue significativamente diferente entre los sitios de estudio en la mayoría de los meses. En general, durante el otoño y el invierno (septiembre a enero), donde se observó la mayor caída de hojas (figura 1), el depósito de todos los minerales fue mayor en S3, mientras que en primavera S2 presentó los mayores depósitos.

El depósito ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de calcio para sitio 1, sitio 2 y sitio 3 fue de 4,6, 8,1 y 14,5, respectivamente. De potasio fue de 2,0, 8,7 y 5,8. Magnesio 0,84, 3,42 y 1,45. Fósforo 0,1, 0,3 y 0,3. Nitrógeno 4,04, 8,21 y 9,26 (cuadro 2). Independientemente del sitio, la contribución potencial anual de nutrientes de las hojas mostró el siguiente orden: $\text{Ca} > \text{N} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P}$ (cuadro 2). El total del depósito anual de macros ($\text{Ca} + \text{K} + \text{Mg} + \text{N} + \text{P}$) para sitio 1, sitio 2 y sitio 3 fue de 11,7, 28,7 y 31,3, respectivamente.

El aporte potencial ($\text{mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de cobre fue 1,0, 1,4 y 4,9 para sitio 1, sitio 2 y sitio 3, respectivamente. De manganeso 9,5, 12,8 y 18,1. Hierro 52,8, 54,05 y 91,25. Zinc 5,9, 9,2 y 9,0. Independientemente del sitio, el depósito potencial anual de micronutrientes siguió el siguiente orden: $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu}$ (cuadro 2). El depósito total anual ($\text{Cu} + \text{Mn} + \text{Fe} + \text{Zn}$) fue 69,2, 77,5 y 123,1 $\text{mg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en sitio 1, sitio 2 y sitio 3, respectivamente. En los tres sitios estudiados el hierro alcanzó niveles muy elevados en relación a los otros elementos analizados, siendo el sitio 3 donde se obtuvo la mayor producción.

La eficiencia del uso de nutrientes [hojas ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)/mineral en hojas ($\text{g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$)] de macrominerales en forma individual no mostró una tendencia clara entre los sitios (cuadro 2). Para nitrógeno, fósforo y potasio el patrón fue el siguiente: Los Ramones > Linares > China, para magnesio fue: Linares > Los Ramones > China, y para calcio fue: Los Ramones > China > Linares.

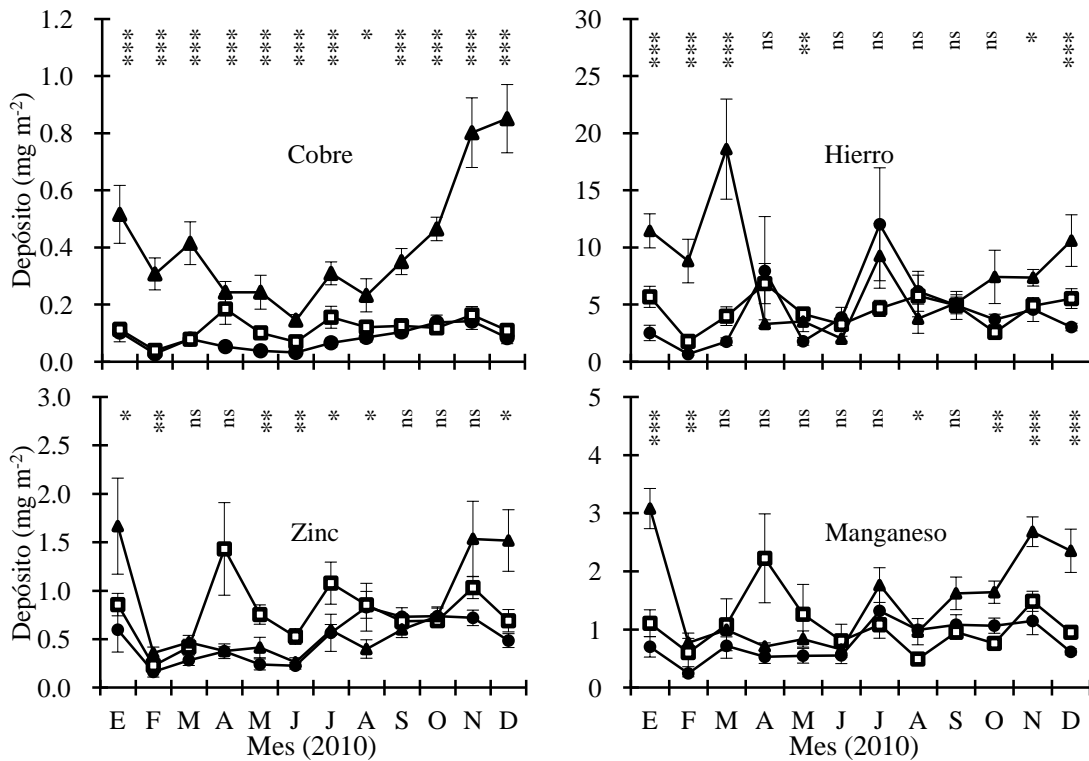


Figura 2. Depósito mensual (media \pm error estándar, n=10) de cobre, hierro, zinc y manganeso en el componente hojas para los sitios de estudio. La significancia de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. *($P < 0,05$); **($P < 0,01$); ***($P < 0,001$); ns = no significativo). Sitio 1 (●), Sitio 2 (□), Sitio 3 (▲).

Monthly deposition (mean \pm standard error, n=10) of copper, iron, zinc and manganese through leaf fallen at research sites. The significance of the Kruskal-Wallis test to detect significant differences between sites is shown at each sampling month within the graph. *($P < 0.05$); **($P < 0.01$); ***($P < 0.001$); ns = not significant). Site 1 (●), Site 2 (□), Site 3 (▲)

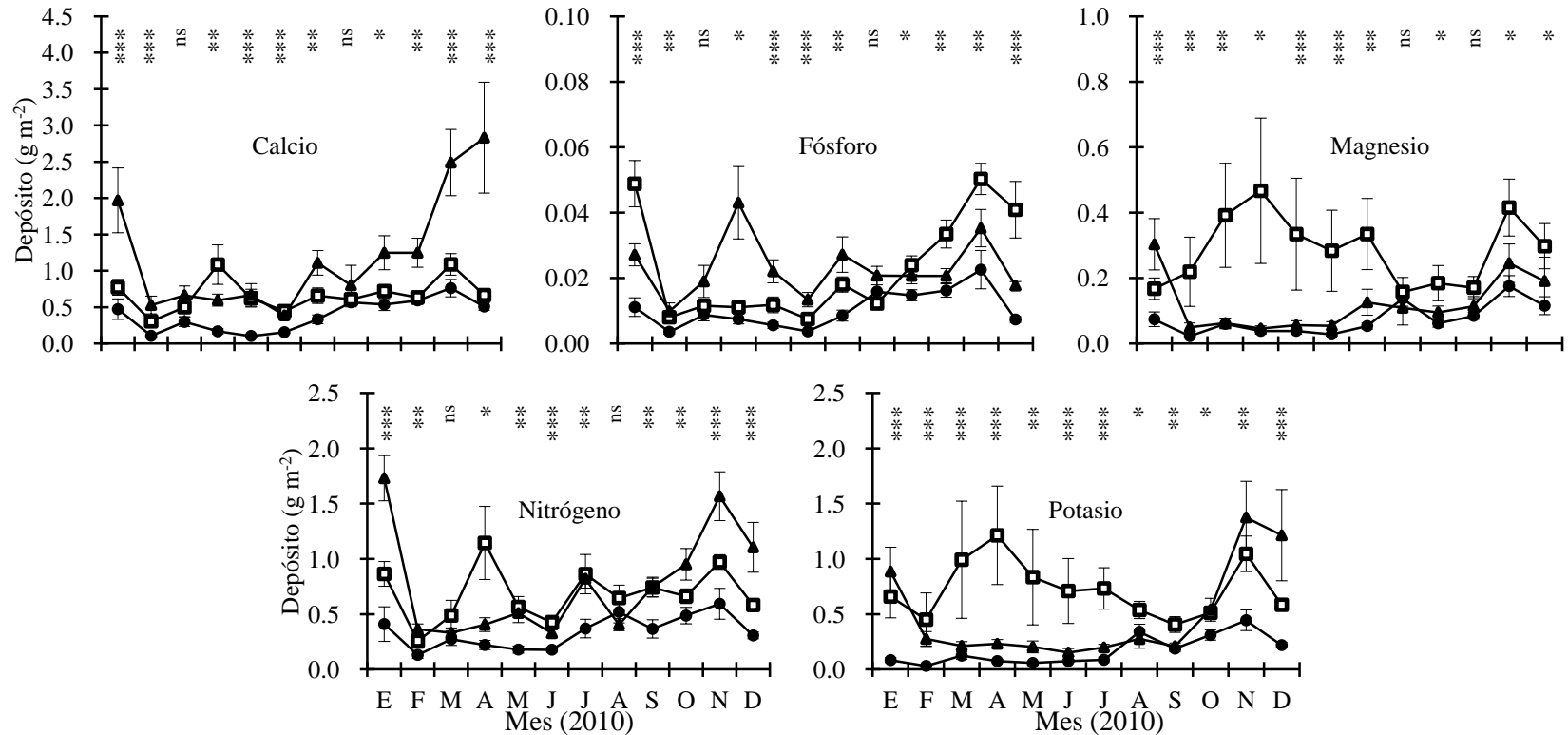


Figura 3. Depósito mensual (media \pm error estándar, $n=10$) de nitrógeno, calcio, potasio, magnesio y fósforo en el componente hojas para los sitios de estudio. La significancia de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los sitios se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica. *($P < 0,05$); **($P < 0,01$); ***($P < 0,001$); ns = no significativo). Sitio 1 (●), Sitio 2 (□), Sitio 3 (▲).

Monthly deposition (mean \pm standard error, $n=10$) of nitrogen, calcium, potassium, magnesium, and phosphorus through leaf fallen at research sites. The significance of the Kruskal-Wallis test to detect significant differences between sites is shown at each sampling month within the graph. *($P < 0.05$); **($P < 0.01$); ***($P < 0.001$); ns = not significant). Site 1 (●), Site 2 (□), Site 3 (▲).

DISCUSIÓN

Caída de hojarasca. En los tres sitios, la mayor caída de hojarasca vía hojas y ramas se registró en octubre, noviembre y diciembre. El estrés hídrico producto de la baja precipitación en los tres sitios pudo haber incrementado la tasa de abscisión tanto de hojas como de ramas como mecanismo de defensa a la sequía edáfica (Pavón *et al.* 2005, López *et al.* 2010). Diversos estudios (Bosco *et al.* 2004, Deng y Janssens 2006, Jeong *et al.* 2009, Caldato *et al.* 2010) muestran una relación entre la producción de hojarasca y las variables climáticas, principalmente con la temperatura y precipitación, incluyendo la humedad relativa (Gutiérrez *et al.* 2012). No obstante, la alta variabilidad en la caída de hojarasca también puede estar relacionada con el área y número de colectores, tal como se ha documentado anteriormente (Del Valle-Arango 2003). Indistintamente de que otras fuentes de variación puedan alterar la caída de la hojarasca en una base estacional o anual, los resultados del presente estudio demuestran claramente que el principal componente de la hojarasca en orden de mayor a menor producción está representada por las hojas seguidas por ramas, estructuras reproductivas y otros. Independientemente de los componentes de la hojarasca total o individual registrados en cada sitio, éstos se encuentran dentro del rango de las producciones observadas previamente por González *et al.* (2011) y López *et al.* (2013); sin embargo, González *et al.* (2013), encontraron en el matorral desértico micrófilo producciones mucho más bajas (de 141,76 a 390,47 g m⁻² año⁻¹)

La estacionalidad del componente foliar, evaluada mediante su productividad y descomposición, justifica el empleo de la dinámica foliar como indicador ambiental. Dado que entre el 30 y el 70 % del total de los nutrientes almacenados anualmente se encuentran en ellas con respecto al resto de otras estructuras del árbol (Piatek y Allen 2000). En este estudio, las hojas representan el principal componente de la hojarasca y se encuentran dentro de los rangos reportados por Pavón *et al.* (2005), Caritat *et al.* (2006) y Gutiérrez *et al.* (2012), quienes reportaron en diversos ecosistemas cantidades de 50 a 90 %. Estudios realizados en el noreste de México (González *et al.* 2008, Rodríguez 2010, González *et al.* 2013, López *et al.* 2013) reportan valores de 40 a 86 %.

En la zona templada, la producción de hojarasca es superior a la registrada en la zona boreal, ya que los bosques caducifolios aportan 540 g m⁻² año⁻¹ y los de coníferas 438 g m⁻²

año⁻¹ (Lousier y Parkinson 1976). Aunque el patrón general de producción de hojarasca es mayor en latitudes tropicales, dicha relación es a menudo alterada por las variaciones dentro de las zonas. Por ejemplo, la diferencia de producción anual de hojarasca en los trópicos fluctúa entre 560 a 1.430 g m⁻² año⁻¹, por lo que estas variaciones están influenciadas por la longevidad de las especies, el área basal, las características morfológicas y los factores edafoclimáticos (McDonald y Healey 2000).

Depósito de nutrientes. Durante los meses en que se presentó la mayor caída de hojas, los depósitos de macro y microminerales también fueron más elevados. Tendencias similares fueron reportadas por López *et al.* (2013) y González *et al.* (2013) en trabajos realizados en el matorral espinoso tamaulipeco. Aparentemente, a diferencia de los macro, el depósito de microminerales fue más variable entre meses y sitios. Lo anterior puede estar relacionado, además de las diferencias en producción de hojarasca, con la variabilidad climática en especial de la precipitación y la temperatura y con la diversidad de plantas tanto caducifolias como perennifolias que pudieron estar presentes o ausentes en los diferentes meses y sitios de estudio.

El alto nivel de hierro en las hojas se puede deber a que las especies presentes en los sitios tuvieron altos contenidos de hierro, quizás debido a la abundancia y disponibilidad para ser absorbido por las plantas en los suelos. Estudios conducidos por Ramírez *et al.* (2010), en el matorral espinoso tamaulipeco y González *et al.* (2013) en el matorral xerofito del noreste de México reportaron que las hojas de todas las plantas evaluadas mostraron elevados contenidos de hierro.

En general, en el sitio 3 se depositó significativamente la mayor cantidad de macro y microminerales (cuadro 2). El orden de mayor a menor depósito de macrominerales para los sitios 1 y sitio 3 fue Ca > N > K > Mg > P, mientras que para el sitio 2 fue K > N > Ca > Mg > P. En los tres sitios el orden depositado de los microminerales fue Fe > Mn > Zn > Cu. Tendencias similares han sido reportadas en estudios previos (Rodríguez 2010, González *et al.* 2011, López *et al.* 2013) conducidos en el matorral espinoso tamaulipeco. En el cuadro 2, se puede observar las diferencias existentes entre sitios.

El uso eficiente de los macrominerales [hojas (g m⁻² año⁻¹)/mineral en hojas (g m⁻² año⁻¹)] provenientes de las hojas está relacionado con el uso del mineral para producir nueva

biomasa. En este estudio, el uso eficiente de calcio, potasio, magnesio y nitrógeno fue significativamente mayor en el sitio 1 que en los sitios 2 y 3, mientras que el del fósforo no fue diferente (cuadro 2). Aun cuando el depósito de fósforo, en general fue baja, su uso eficiente fue relativamente mayor que el del calcio, potasio, nitrógeno o magnesio. Resultados similares han sido reportados en diferentes ecosistemas forestales (Del Valle-Arango 2003, Swamy *et al.* 2004, Safou-Matondo *et al.* 2005). Se ha argumentado que el fósforo, debido a su alta movilidad, pudiera ser reubicado a otras estructuras de las plantas antes de la senescencia de las hojas y que esta reabsorción pudiera ser usada para la producción de nuevas estructuras vegetales o procesos fisiológicos. Frecuentemente, se ha sugerido que las especies de hábitats pobres en nutrientes presentan una mayor eficiencia en la reubicación (Vitousek 1982). Nambiar y Fife (1987) reportaron que las plantas que crecen en hábitats fértiles son más eficientes en la reabsorción. Asimismo, Del Arco *et al.* (1991) argumentaron que el grado de reabsorción depende del periodo de abscisión de la hoja, de modo que las especies con una caída de la hoja más lenta en el tiempo presentan una menor eficiencia en la reabsorción de nutrientes debido probablemente a lo impredecible de la época de abscisión foliar. La abscisión gradual de hojas parece ser una adaptación al estrés hídrico en regiones con climas áridos o semiáridos. El estado nutricional de la planta y la humedad del suelo están entre los posibles factores que controlan la reabsorción de nutrientes (Pavón *et al.* 2005, Rentería *et al.* 2005). Por otra parte, se reporta que la eficiencia en la reabsorción está influida por el incremento de la radiación (Vitousek y Sanford 1986) debido a que el proceso de reubicación requiere cierta cantidad de energía proporcionada por la fotosíntesis, siendo el magnesio el más requerido en este proceso por ser el constituyente principal de la clorofila y favorecer la absorción del fósforo.

CONCLUSIONES

La cantidad de hojarasca producida y sus respectivos constituyentes difirió entre los sitios de estudios, siendo el sitio de Linares donde se registró la mayor producción de hojarasca. Esta misma tendencia se observó en el depósito potencial de minerales, donde el sitio de Linares presentó el mayor depósito de minerales y el sitio de Los Ramones el menor. Aparentemente, las diferencias en el aporte de minerales se pudiera atribuir a diferencias

edáficas, de estructura y composición florística, de calidad de hojarasca, de repuestas a factores intrínsecos (fenología) de las diferentes especies así como también se puede relacionar a las condiciones de tempera de repuestas a factores intrínsecos (fenología) de las diferentes especies así como también se puede relacionar a las condiciones de temperatura y precipitación: todos estos factores pudieron influir en la eficiencia del uso de nutrientes. Donde el fósforo, a pesar de que fue el de menor aporte, tuvo una mayor eficiencia de su uso. Estos resultados muestran la importancia que tienen la composición de especies y su producción de hojarasca en el matorral. Por lo que se sugiere continuar con estudios de la dinámica de la producción de hojarasca y depósito de nutrimentos que contribuyan al mejoramiento y conservación de los procesos ecológicos de comunidades vegetales en regiones semiáridas.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por proporcionar la beca al primer autor. A Don Manuel, Perla Cecilia, Christian Marroquín y Elsa González por su participación en los muestreos en campo y actividades de laboratorio. A los propietarios del Rancho Zaragoza y Rancho El Abuelo por brindar todas las facilidades para llevar a cabo esta investigación. Al Proyecto PAICYT CT289-10 financiado por la Universidad Autónoma de Nuevo León.

REFERENCIAS

- Aceñolaza PG, LP Zamboni, JF Gallardo. 2006. Ciclos biogeoquímicos de bosques de la llanura de inundación del río Paraná (Argentina): Aporte de hojarasca. *In* Medioambiente en Iberoamérica. Visión desde la Física y la Química en los albores del siglo XXI. Gallardo LJF ed. Badajoz, España. Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental. p. 529-536.
- Association of Official Analytical Chemists (AOAC). 1990. Official methods of analysis, 15th edn. Washington, DC. Association of Official Analytical Chemists. 482 p.

- Bosco IJ, JA Blanco, FJ Castillo. 2004. Gestión forestal y ciclos de nutrientes en el marco del cambio global. *In* Valladares F. ed. Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. EGRAF, S. A. p. 479-506.
- Caldato SL, PA Floss, EC Serafini. 2010. Producción y descomposición de hojarasca en la selva ombrófila mixta en el sur de Brasil. *Bosque* 31(1): 3-8.
- Caritat A, BE García, R Lapena, L Vilar. 2006. Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions. *Annals Forest Sciences* 63: 791-800.
- Carnevale N, JP Lewis. 2001. Litterfall and organic matter decomposition in a seasonal forest of the eastern Chaco (Argentina). *Revista Biología Tropical* 49(1): 203-212.
- Cherney DJR. 2000. Characterization of forages by chemical analysis. *In*: Givens DI, E Owen, RFE Axford, HM Omed eds. Forage evaluation in ruminant nutrition. CAB International, Wallingford, p. 281-300.
- Correa JB. 1996. Evaluación y cuantificación de los cambios de uso del suelo mediante imágenes de satélites en los municipios de Linares y Hualahuises, N.L. Tesis de Licenciatura. Linares, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. 47 p.
- Del Arco, JM, A Escudero, MV Garrido. 1991. Effects of site characteristics on nitrogen retranslocation from senescent leaves. *Ecology* 72: 701-708.
- Del Valle-Arango JI. 2003. Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del pacífico sur Colombiano. *Interciencia* 28:443-449.
- Deng Z, MJJ Janssens. 2006. Litter fall production in West-African Forests and Plantations. *In*: Conference on International Agricultural Research for Development. Proceedings of the Tropentag 2006. University of Bonn. p 1-5.
- Domínguez GTG, H González, RG, Ramírez, AE Estrada, I Cantú, MV Gómez, JA Villarreal, MS Alvarado, G Alanís. 2013. Diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco durante las épocas seca y húmeda. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(17): 106-123.
- González RH, I Cantú, MV Gómez, RG Ramírez. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, northeastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 58: 483-503.

- González RH, I Cantú, RG Ramírez, MV Gómez, TG Domínguez, J Bravo, RK Maiti. 2008. Spatial and seasonal litterfall deposition pattern in the Tamaulipan thornscrub, Northeastern Mexico. *International Journal of Agriculture Environment and Biotechnology* 1: 177-181.
- González RH, TG Domínguez, I Cantú, MV Gómez, RG Ramírez, M Pando, CJ Fernández. 2011. Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology* 212: 1747-1757.
- González RH, RG Ramírez, I Cantú, MV Gómez, M Cotera, A Carrillo, JJ Marroquín. 2013. Producción de hojarasca y retorno de nutrientes vía foliar en un matorral desértico micrófilo en el noreste de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* XIX(2): 249-262.
- Gutiérrez VMH, J Méndez, C Flores, JA Ramírez, BN Gutiérrez. 2012. Caída de hojarasca en plantaciones de *Pinus greggii* Engelm. y *Pinus cembroides* Zucc., en Coahuila, México. *Revista Fitotecnia Mexicana* 35(2): 123-133.
- Jeong J, C Kim, A Hyun-Chul, C Hyun-Seo, C Gap-Chul. 2009. A comparison of litterfall dynamics in three coniferous plantations of identical age under similar site conditions. *Journal of Ecology and Field Biology* 32: 97-102.
- Kim C, T Sharik, M Jurgensen. 1996. Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management* 80: 13-20.
- Landsberg JJ, ST Gower. 1997. Applications of physiological ecology to forest management. New York. Academic Press. 345 p.
- López HJM, H González, I Cantú, RG Ramírez, MV Gómez, M Pando, JI Sarquís, N Coria, RK Maiti, NC Sarkar. 2010. Adaptation of native shrubs to drought stress in north-eastern Mexico. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 1(1): 30-37.
- López HJM, H González, RG Ramírez, I Cantú, MV Gómez, M Pando, AE Estrada. 2013. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 35(1): 41-64.
- Lousier JD, D Parkinson. 1976. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 54: 419-436.

- McDonald MA, Healey JR. 2000. Nutrient cycling in secondary forests in the Blue Mountains of Jamaica. *Forest Ecology and Management* 139: 257-278.
- Moro MJ. 1992. Desfronde, descomposición y fijación de nitrógeno en una microcuenca con repoblación joven de coníferas y matorral de *Cistus laurifolius* y *Adenocarpus decorticans* en la Sierra de los Filabres (Almería). Tesis doctoral. Alicante, España. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 463 p.
- Nambiar EKS, DN Fife. 1987. Growth and nutrient retranslocation in needles of radiata pine in relation to nitrogen supply. *Annals of Botany* 60: 147-156.
- Northup BK, SF Zitzer, SR Archer, TW Boutton. 1996. A technique to allocate biomass of woody plants. La Copita Research Area: 1996 Consolidated Progress Report. Texas Agricultural Experiment Station, Corpus Christi, Texas A&M University System, College Station, Texas, USA. p. 47-55.
- Ott L. 1993. An introduction to statistical methods and data analysis. 2nd edn. Boston, Massachusetts. Duxbury Press. 775 p
- Pallardy SG. 2008. Physiology of woody plants. 3rd edn. New York, USA. Elsevier. 454 p.
- Pavón HN, VO Briones, RJ Flores. 2005. Litterfall production and nitrogen content in an intertropical semi-arid Mexican scrub. *Journal of Arid Environments* 60: 1-13.
- Piatek KB, HL Alen. 2000. Site preparation effects on foliar N and P use, retranslocation, and transfer to litter in 15-years old *Pinus taeda*. *Forest Ecology and Management* 129: 143-152.
- Poggiani F, MV Schumacher. 2004. Nutrient cycling in native forests. In: Goncalves JLM, V Benedetti eds. Forest nutrition and fertilization. Piracicaba, Brasil. IPEF. p. 287-305.
- Polyakova O, N Billor. 2007. Impact of deciduous tree species on litterfall quality, decomposition rates and nutrient circulation in pine stands. *Forest Ecology and Management* 253: 11-18.
- Ramírez LRG, H González, MV Gómez, I Cantú, JI Uvalle. 2010. Spatio-temporal variations of macro and trace mineral contents in six native plants consumed by ruminants at northeastern Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 12: 267-281.
- Reid N, J Marroquín, MP Beyer. 1990. Utilization of shrubs and trees for browse, fuelwood and timber in the Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 36: 61-79.

- Reis MGF, NF Barros. 1990. Ciclaje de nutrientes en plantíos de eucalipto. *In* Barros NF, RF Novais eds. *Relacao solo-eucalipto*. Vicosa, Brasil. Editora Folha de Vicosa. p. 265-302.
- Rentería LY, VJ Jaramillo, A Martínez-Yrizar, A Pérez. 2005. Nitrogen and phosphorus resorption in trees of a Mexican tropical dry forest. *Trees* 19: 431-441.
- Rodríguez HEJ. 2010. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos, vía hojas en diferentes tipos de vegetación, Noreste de México. Tesis de Licenciatura. Linares, Nuevo León, México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. 60 p.
- Safou-Matondo R, P Deleporte, JP Laclau, JP Bouillet. 2005. Hybrid and clonal variability of nutrient content and nutrient use efficiency in *Eucalyptus* stands in Congo. *Forest Ecology and Management* 210: 193-204.
- Steel RGD, JH Torrie. 1980. Principles and procedures of statistics. A biometrical approach, 2nd edn. New York, NY. McGraw-Hill Book Company. 633 p.
- Stump LM, D Binkley. 1993. Relationships between litter quality and nitrogen availability in Rocky Mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 492-502.
- Swamy SL, SK Kushwaha, S Puri. 2004. Tree growth, biomass, allometry and nutrient distribution in *Gmelina arborea* stands grown in red lateritic soils of central India. *Biomass and Bioenergy* 26: 305-317.
- Vitousek PM, RL Sanford. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 137-167.
- Vitousek PM. 1982. Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119: 553-572.
- Wackerly DD, W Mendenhall, RL Scheaffer. 2002. Estadística Matemática con Aplicaciones. 6a. ed. México. Editorial Thomson International. 872 p.
- Wang Q, S Wang, Y Huang. 2008. Comparisons of litterfall, litter decomposition and nutrient return in a monoculture *Cunninghamia lanceolata* and a mixed stand in southern China. *Forest Ecology and Management* 255: 1210-1218.
- Zamboni P, P Aceñolaza. 2004. Aporte al conocimiento de ciclos de materia orgánica en formaciones boscosas de la llanura de inundación del río Paraná. *Serie Miscelánea INSUGEO-CONICET* 12: 5-12.

2. CONCLUSIONES GENERALES

La cantidad de hojarasca depositada y sus respectivos constituyentes difirió entre los años 2009 y 2010, siendo este último donde se registró la mayor producción de hojarasca. Este resultado se puede asociar a una mayor cantidad de precipitación registrada, principalmente para los sitios Los Ramones y China.

Aunque el sitio Linares registró menor precipitación en el año 2010 con respecto al 2009, este destacó con una mayor producción de hojarasca que los sitios China y Los Ramones, lo cual se relaciona a mayor cobertura vegetal, diversidad florística y estructura de la vegetación. Estos resultados muestran la importancia que tienen la composición de especies y su producción de hojarasca en el matorral.

En promedio de los dos años de estudio, el componente foliar dominó sobre el total de la hojarasca, fluctuando desde un 54 (Los Ramones) a 69% (Linares), seguido por estructuras reproductivas desde un 11 (Linares) a un 23% (Los Ramones), las ramas en un 16% para los tres sitios y otros desde un 4 (Linares) a 6% (China). La dinámica de la caída de hojas y estructuras reproductivas fue el resultado de repuestas a factores intrínsecos (fenología) de las diferentes especies así como también se puede relacionar a las condiciones de precipitación.

Los resultados de la presente investigación indicaron que el depósito de macro-nutrientes (Ca, K, Mg, P, y N) vía foliar fue mayor en el año 2010 con respecto al 2009, siendo el sitio Linares el de mayor depósito de nutrientes. El depósito medio para los dos años de estudio de Ca+K+Mg+P+N para los sitios Los Ramones, China y Linares fue de 10.13, 21.52 y 24.81 g m⁻² año⁻¹, respectivamente. Independientemente del sitio, el orden de deposición de macro-nutrientes fue el siguiente: Ca>N>K>Mg>P. Las diferencias en el depósito potencial de macro-nutrientes entre sitios se relacionan a las diferencias en el depósito foliar de la hojarasca, el contenido del nutriente en dicho componente, a las diferencias estacionales y a las propiedades físico-químicas del suelo.

El depósito de micro-nutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn) vía el componente hojas de la hojarasca siguió el mismo patrón espacial que el de macro-nutrientes. El depósito medio para los dos años de estudio de Cu+Fe+Mn+Zn para los sitios Los Ramones, China y Linares fue de 46.7, 52.9 y 82.2 mg m⁻² año⁻¹, respectivamente. Independientemente del sitio, el orden de deposición de micro-nutrientes fue el siguiente: Fe>Mn>Zn>Cu. Cabe señalar que el depósito de Fe fue significativamente mayor en el año 2010 con respecto al 2009 independientemente del sitio lo cual sugiere nuevas oportunidades de investigación en la disponibilidad de este nutriente tanto en el suelo como en las estructuras de los tejidos vegetales.

El análisis de la eficiencia en el uso de nutrientes considera la cantidad de materia seca producida en la caída de hojarasca (hojas) por unidad de ese nutriente contenida en ella, siendo así, el inverso de su concentración. En este contexto, la eficiencia en el uso de nutrientes para los diferentes macro-nutrientes estudiados indicó que en el sitio Los Ramones fue, en general, mayor la eficiencia en el uso de nutrientes con respecto a los otros dos sitios. Una baja fertilidad edáfica usualmente se refleja en bajas concentraciones foliares de nutrientes, lo cual podría conducir a valores altos en la eficiencia del uso de nutrientes. Independientemente del sitio, el orden en la eficiencia del uso de nutrientes fue el siguiente: P>Mg>K>N>Ca. Esta secuencia indica que los nutrientes más limitantes en el suelo son los que mayormente reflejarán una mayor eficiencia en el uso de nutrientes. Por tanto, las plantas del matorral presentan mecanismos de conservación de nutrientes, como el de la translocación, siendo por lo tanto más eficientes en su uso.

Los resultados generados en el presente estudio y las conclusiones anteriormente descritas permiten aceptar la hipótesis planteada de esta investigación en la cual se demuestra que hay diferencias en la producción de hojarasca, depósito de nutrientes y eficiencia en su uso de nutrientes en una escala espacial y temporal.

3. LITERATURA CITADA

- Del Valle-Arango JI. 2003. "Cantidad, calidad y nutrientes reciclados por la hojarasca fina de bosques pantanosos del Pacífico Sur Colombiano". *Interciencia* 28:443-449.
- Domínguez GTG. 2009. "Deposición de hojarasca y retorno potencial de nutrimentos en diferentes comunidades de vegetación". Tesis de maestría en ciencias forestales. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, Nuevo León, México. 132 pp.
- Foroughbakhch R. 1992. Establishment and growth potential of fuelwood species in northeastern México. *Agroforestry Systems* 19:95-108.
- Foroughbakhch R, RG Reyes, VM Alvarado, A Hernández, JL Piñero, A Rocha. 2005. Use of quantitative methods to determine leaf biomass on 15 woody shrub species in northeastern México. *Forest Ecology and Management* 216:359-366.
- Garrett H, 2002. Texas tree. A lone star book. Traylor Trade Publishing Lanham, Maryland, 253 pp.
- Gartner, TB, ZG Cardon. 2004. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. *Oikos* 104:230-246.
- Hättenschwiler S. 2005. Effects of Tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. *In: Scherer-Lorenzen, M., Ch. Körner and E. D. Schulze (eds.). Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems. Ecological Studies* 176:149-164.
- Hättenschwiler S, AV Tiunov, S Scheu. 2005. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 36:191-218.
- Hernández IM, I Santa Regina, JF Gallardo. 1992. Dinámica de la descomposición de la hojarasca forestal en bosques de la Cuenca del Duero (Provincia de Zamora): Modelización de la pérdida de peso. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 6:339-355.
- Hoorens B, R Aerts, M Stroetenga. 2003. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition?. *Oecologia* 137:578-586.

- Isaac SR, MA Nair. 2006. Litter dynamics of six multipurpose trees in a homegarden in Southern Kerala, India. *Journal of Agroforestry System* 67:203-213.
- Jorgensen JR, CG Well, LJ Metz. 1975. The nutrient cycle: key to continuous forest production. *Journal of Forestry* 73:400-403.
- Ludwig JA, JF Reynold, PD Whitson. 1975. Size biomass relationships of several Chihuahuan desert shrubs. *American Midland Naturalist* 94:451-461.
- Lugo AE, E Cuevas, MJ Sánchez. 1990. Nutrients and mass in litter and top soil of ten tropical tree plantations. *Plant and Soil* 125:263-280.
- Prescott CE. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. *Forest Ecology and Management* 220:66-74
- Silva IC, H González R. 2001. Interception loss, throughfall and stem flow chemistry in pine and oak forests in northeastern Mexico. *Tree Physiology* 21:1009-1013.
- Tuomi M, T Thum, H Järvinen, S Fronzek, B Berg, M Harmon, JA Trofymow, S Sevanto, J Liski. 2009. Leaf litter decomposition-Estimates of global variability based on Yasso07 model. *Ecological Modelling* 220:3362-3371.
- Vasconcelos HL, WF Laurance. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. *Oecologia* 144:456-462.
- Zhang D, D Hui, Y Luo, G. Zhou. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology* 1:85-93.

4. PUBLICACIONES EMANADAS Y PARTICIPACIÓN EN CONGRESOS

Artículos Científicos

López-Hernández, J. M., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Pando-Moreno, M., & Estrada-Castillón, A. E. 2012. Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Revista Polibotánica* 35:41-64.

Juan Manuel López Hernández, Maricela Pando Moreno, Roque Gonzalo Ramírez Lozano, Humberto González Rodríguez, Israel Cantú Silva, Francisco Zavala García. 2013. Descomposición de la hojarasca en bosques de pino – encino y en matorral espinoso tamaulipeco: implicaciones en la fertilidad de los suelos. Enviado a revisión a la Revista Ciencia UANL.

López-Hernández, JM., González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, RG., Del Valle-Arango, JI., Cantú-Silva, I., Pando-Moreno, M., Estrada-Castillón, AE., & Gómez-Meza, MV. 2013. Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el matorral espinoso tamaulipeco, noreste de México. Enviado a revisión a la Revista Bosque.

Participaciones en Congresos

López Hernández, J.M., González Rodríguez, H., Cantú Silva, I., Ramírez Lozano, R.G., Gómez Meza, M.V. Deposición de hojarasca en el matorral espinoso tamaulipeco, Noreste de Nuevo León. III Congreso Mexicano de Ecología. Boca del Río, Veracruz, Abril del 2011.

López Hernández, J.M., Ramírez Lozano, R.G., González Rodríguez, H., Cantú Silva, I., Pando Moreno, M., Estrada Castillón, A.E., Gómez Meza, M.V., Domínguez Gómez, T.G. Caracterización físico-química del suelo en tres sitios del Noreste de Nuevo León, México. X Congreso Mexicano de Recursos Forestales. Pachuca, Hidalgo, Noviembre del 2011.

López Hernández, J.M., González Rodríguez, H., Cantú Silva, I., Pando Moreno, M., Ramírez Lozano, R.G., Gómez Meza, M.V. Producción y retorno potencial de macrominerales en tres sitios del Estado de Nuevo León, México. XXXVII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, Zacatecas, Zacatecas, Noviembre del 2011.

ANEXOS

Cuadro 1. Algunas propiedades físicas y químicas del suelo determinadas a la profundidad de 0-20 cm en los tres sitios de estudio.

Propiedad	Sitios		
	Los Ramones	China	Linares
Arena (g kg ⁻¹)	425.0	230.0	94.0
Limo (g kg ⁻¹)	350.0	490.0	420.0
Arcilla (g kg ⁻¹)	225.0	280.0	486.0
DA (Mg m ⁻³)	1.2	1.3	0.9
pH	7.7	8.3	7.9
CE (μS cm ⁻¹)	86.2	99.4	129.5
MO (%)	1.8	5.8	8.6
Ca (mg kg ⁻¹)	8272.7	8110.7	11582.3
Mg (mg kg ⁻¹)	324.4	277.7	247.7
K (mg kg ⁻¹)	268.3	350.4	265.8
Na (mg kg ⁻¹)	656.1	149.2	109.7
N (mg kg ⁻¹)	1694.4	1410.5	1938.3
Cu (mg kg ⁻¹)	0.4	0.3	0.4
Mn (mg kg ⁻¹)	6.7	3.7	4.0
Fe (mg kg ⁻¹)	5.1	2.3	3.0
Zn (mg kg ⁻¹)	0.4	0.3	0.3

Cuadro 2. Algunas propiedades físicas y químicas del suelo determinadas a la profundidad de 20-40 cm en los tres sitios de estudio.

Propiedad	Sitios		
	Los Ramones	China	Linares
Arena (g kg ⁻¹)	521.0	129.0	35.0
Limo (g kg ⁻¹)	255.0	470.0	465.0
Arcilla (g kg ⁻¹)	224.0	400.0	500.0
DA (Mg m ⁻³)	1.3	1.4	1.6
pH	7.8	8.6	8.2
CE (μS cm ⁻¹)	80.5	149.8	104.8
MO (%)	2.1	5.6	5.8
Ca (mg kg ⁻¹)	8476.4	8754.6	11389.2
Mg (mg kg ⁻¹)	346.3	433.9	223.8
K (mg kg ⁻¹)	280.1	196.6	298.0
Na (mg kg ⁻¹)	742.3	256.9	108.9
N (mg kg ⁻¹)	1104.4	971.4	1228.6
Cu (mg kg ⁻¹)	0.3	0.4	0.4
Mn (mg kg ⁻¹)	5.6	5.1	3.5
Fe (mg kg ⁻¹)	3.3	2.2	2.6
Zn (mg kg ⁻¹)	0.2	0.2	0.1

Cuadro 3. Coeficiente de correlación de Spearman para la producción de hojarasca y deposición de nutrientes en relación a las variables ambientales en los tres sitios de estudio.

Variables	Variable ambiental		
	Temperatura (°C)	Humedad relativa (%)	Precipitación (mm)
Total (g m ⁻² año ⁻¹)	-0.003	0.145	-0.380*
Hojas	-0.051	0.205	-0.410*
ER	0.275	-0.009	-0.012
Ramas	-0.214	-0.070	-0.291
Otros	0.808**	0.028	0.108
Macro-mineral (g m ⁻² año ⁻¹)			
Ca	-0.172	0.190	-0.354*
Mg	-0.112	0.118	-0.338*
K	-0.151	-0.027	-0.297
N	-0.073	0.197	-0.418*
P	-0.095	0.145	-0.407*
Micro-mineral (mg m ⁻² año ⁻¹)			
Cu	-0.173	-0.027	-0.235
Mn	-0.061	0.178	-0.185
Fe	0.009	0.174	-0.086
Zn	-0.033	0.195	-0.330*

* $p < 0.05$; ** $p < 0.01$.