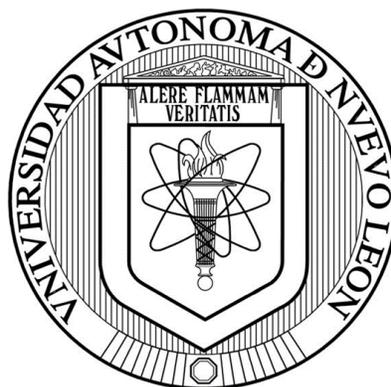


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**DINÁMICA DE LA CAÍDA Y DEGRADACIÓN DE LA HOJARASCA, DEPÓSITO
Y USO EFICIENTE DE NUTRIENTES EN BOSQUE DE PINO, ENCINO Y PINO-
ENCINO**

TESIS DE DOCTORADO

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA

CÉSAR GERARDO RAMOS HERNÁNDEZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

JULIO, 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO



**DINÁMICA DE LA CAÍDA Y DEGRADACIÓN DE LA HOJARASCA,
DEPÓSITO Y USO EFICIENTE DE NUTRIENTES EN BOSQUE DE
PINO, ENCINO Y PINO-ENCINO**

TESIS DE DOCTORADO

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA

CÉSAR GERARDO RAMOS HERNÁNDEZ

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

JULIO, 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES

SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO

**DINÁMICA DE LA CAÍDA Y DEGRADACIÓN DE LA HOJARASCA,
DEPÓSITO Y USO EFICIENTE DE NUTRIENTES EN BOSQUE DE
PINO, ENCINO Y PINO-ENCINO**

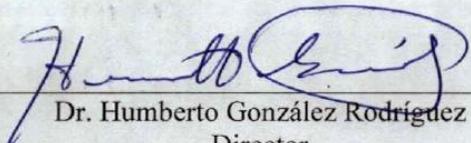
TESIS DE DOCTORADO

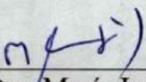
COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
**DOCTOR EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE
RECURSOS NATURALES**

PRESENTA:

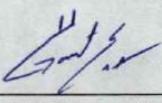
M.I.F. CÉSAR GERARDO RAMOS HERNÁNDEZ

COMITÉ DE TESIS


Dr. Humberto González Rodríguez
Director


Dra. María Inés Yáñez Díaz
Co-Director


Dra. Wibke Himmelsbach
Asesor


Dr. Homero Alejandro Gárate Escamilla
Asesor


Dr. Juan Manuel López Hernández
Co-Director Externo

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

Julio, 2025

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) 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 permitirme desarrollar mis estudios y por todas las facilidades otorgadas durante mi estancia en esta institución.

Al Dr. Humberto González Rodríguez, por brindarme la oportunidad de desarrollar este trabajo de investigación bajo su asesoría. Agradezco profundamente su apoyo a lo largo de estos tres años, en los cuales no solo me guio con paciencia y dedicación, sino que también compartió sus conocimientos y experiencia. Gracias por sus valiosos consejos, los cuales fueron fundamentales para alcanzar este importante logro.

Al Dr. Israel Cantú Silva, Dr. Juan Manuel López Hernández, Dr. Homero Alejandro Gárate Escamilla, Dra. María Inés Yáñez Díaz y Dra. Wibke Himmelsbach, por contribuir de manera significativa a mi formación académica. Agradezco sus valiosas observaciones, consejos y aportaciones, que sin duda enriquecieron el desarrollo de este trabajo de investigación.

Al Dr. Tilo Gustavo Domínguez Gómez, quien, a pesar de no formar parte de mi comité de tesis, ha tenido un impacto significativo en mi formación académica, brindándome su apoyo constante y abriéndome las puertas a nuevos retos.

DEDICATORIA

A mis padres.

Manuela Hernández Rojas

Gerardo Ramos Ortiz

**“Pon en manos del Señor todas tus obras, y tus proyectos se
cumplirán.”**

Proverbios 16,3

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
Estructura de la tesis	3
Introducción general	5
HIPÓTESIS	7
OBJETIVOS	7
Objetivo general	7
Objetivos específicos.....	7
Literatura citada	8
Capítulo I. Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del Noreste de México	10
RESUMEN	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUCCIÓN	13
2. MATERIALES Y MÉTODOS	14
2.1. Área de estudio	14
2.2. Muestreo	16
2.3. Caracterización estructural	16
2.4. Análisis estadístico	18
3. RESULTADOS	18
3.1. Composición florística.....	18
3.2. Diversidad de especies.....	20
3.3. Similitud florística.....	21
3.4. Variables estructurales	21
4. DISCUSIÓN	23
5. CONCLUSIONES	26
6. LITERATURA CITADA	27
Capítulo II. Producción de hojarasca y depósito potencial de micronutrientes de la hojarasca en bosque de pino, encino y pino-encino, en el noreste de México	32
RESUMEN	33
ABSTRACT	34
1. INTRODUCCIÓN	35
2. MATERIALES Y MÉTODOS	36
2.1. El área de estudio	36

2.2.	Producción de hojarasca	37
2.3.	Preparación de las muestras	37
2.4.	Análisis químico de las muestras.....	37
2.5.	Análisis estadístico	38
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	38
3.1.	Producción de hojarasca	38
3.2.	Depósito de micronutrientes	40
4.	CONCLUSIONES.....	43
5.	LITERATURA CITADA	44
Capítulo III. Aporte de nutrientes por caída de hojarasca en ecosistemas forestales		
.....		47
RESUMEN.....		48
SUMMARY		49
1.	INTRODUCCIÓN.....	50
2.	MATERIALES Y MÉTODOS	51
2.1.	Área de estudio	51
2.2.	Colecta y preparación de muestras de hojarasca	52
2.3.	Análisis químico de la hojarasca.....	54
2.4.	Colecta de muestras y análisis físico y químico del suelo	54
2.5.	Análisis estadísticos	55
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	56
3.1.	Depósito de hojarasca	56
3.2.	Depósito de macronutrientes	60
3.3.	Uso eficiente de macronutrientes.....	68
4.	CONCLUSIONES.....	69
5.	LITERATURA CITADA	70
Capítulo IV. Modelos de descomposición del mantillo en ecosistemas templados del Noreste de México		76
RESUMEN.....		77
ABSTRACT		78
1.	INTRODUCCIÓN.....	79
2.	MATERIALES Y MÉTODOS	80
2.1.	Área de estudio	80
2.2.	Descomposición del mantillo y frecuencia de recolecta	81
2.3.	Análisis estadísticos	82

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	83
3.1. Descomposición del mantillo	83
3.2. Modelos de descomposición del mantillo	86
3.3. Tasa de descomposición	88
4. CONCLUSIONES	90
5. LITERATURA CITADA	91
6. CONCLUSIONES GENERALES	95
ANEXO 1	97

Índice de Figuras

Figura 1. Localización de los ecosistemas en el “Ejido Pablillo”, municipio de Galeana, Nuevo León, México.	15
Figura 2. Estado actual de los ecosistemas forestales estudiados: a) Pino; b) Encino-Pino y c) Bosque alterado.	16
Figura 3. Representación de la cantidad de familias, géneros y especies por ecosistema forestal.	19
Figura 4. Índices de diversidad de Margalef y Shannon-Weiner por ecosistema forestal bajo estudio. Los valores graficados representan la media \pm error estándar, n=10.	20
Figura 5. Dendrograma de ordenación Bray-Curtis de los ecosistemas de estudio.	21
Figura 6. Localización de los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino en el área de estudio.	36
Figura 7. Ecosistemas forestales bajo estudio. a) bosque de Pino; b) bosque de Encino y c) bosque de Pino-Encino.	37
Figura 8. Producción mensual (media \pm error estándar, n=10) de hojarasca para los ecosistemas de estudio. El valor de significancia de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre ecosistemas se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica (P < 0.05). Pino (●), Encino (■), Pino-Encino (▲).	40
Figura 9. Deposición mensual de microminerales (Cu, Fe, Zn y Mg). Cada valor gráfico representa el valor medio (n=10) \pm error estándar.	41
Figura 10. Áreas de estudio de los ecosistemas forestales en el “Ejido Pablillo”, municipio de Galeana, Nuevo León.	52
Figura 11. Depósito mensual (media \pm error estándar, n = 10) de hojarasca en los ecosistemas estudiados.	60
Figura 12. Depósito mensual (media \pm error estándar, n = 10) de Ca (a), Mg (b), K (c) y P (d) vía hojarasca en los ecosistemas estudiados.	67
Figura 13. Localización de los sitios de estudio en el municipio de Galeana, Nuevo.	80
Figura 14. Fracción del mantillo remanente de los tres tipos de ecosistemas.	84
Figura 15. Valores observados y predichos de la descomposición del mantillo durante el tiempo (año) del ensayo en cada ecosistema.	89

Índice de Cuadros

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común y familia de las especies registradas en los tres ecosistemas forestales en el “Ejido Pablillo”, Galeana, Nuevo León.	19
Cuadro 2. Resumen del análisis de la varianza para los índices de diversidad de Margalef y Shannon-Wiener.	20
Cuadro 3. Valores promedio (\pm error estándar, $n = 10$) de las variables dasométricas de las especies leñosas (pino y encino) observadas en las parcelas de los diferentes ecosistemas.	21
Cuadro 4. Producción total de hojarasca y depósito de microminerales durante el periodo de estudio.	42
Cuadro 5. Resumen de las pruebas de Kruskal-Wallis para detectar diferencias entre los ecosistemas para los micronutrientes. Los valores de P en negrita ($P < .05$) indican diferencias significativas entre ecosistemas para la deposición de micronutrientes en los tres ecosistemas de estudio.	42
Cuadro 6. Coordenadas centrales y elevación de cada ecosistema forestal.	53
Cuadro 7. Especies forestales con mayor presencia por ecosistema.	53
Cuadro 8. Depósito ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) mensual y anual de hojarasca y estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas forestales. .	57
Cuadro 9. Depósito total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) de macronutrientes por ecosistema forestal.	61
Cuadro 10. Algunas propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo obtenidas a dos profundidades.	65
Cuadro 11. Estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas para los macronutrientes.	66
Cuadro 12. Uso eficiente de macronutrientes por ecosistema estudiado.	68
Cuadro 13. Promedios de la fracción del mantillo remanente por fecha de recolecta y ecosistema.	83
Cuadro 14. Modelos de regresión ajustados para la estimación de la fracción del mantillo remanente durante el periodo de estudio para los tres tipos de ecosistemas.	87
Cuadro 15. Tiempo estimado (años) para desintegrar el 25 % ($t_{0.25}$), 50 % ($t_{0.5}$) y 75 % ($t_{0.75}$) del mantillo en los tres tipos de ecosistemas.	88

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo analizar los procesos de caída de hojarasca, depósito de nutrientes, la eficiencia en su uso y la descomposición de la hojarasca en tres ecosistemas forestales (Pino, Encino y Pino-Encino) del noreste de México, así como evaluar la diversidad y estructura de cada comunidad. Se observaron diferencias significativas en la dinámica de la caída de la hojarasca durante la mayoría de los meses de muestreo, con el ecosistema de Pino registrando el mayor depósito ($579.74 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), seguido de Pino-Encino ($486.40 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y Encino ($362.49 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). De manera general, el orden de depósito de macro y micronutrientes fue $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. En cuanto a la eficiencia en el uso de nutrientes, Mg y P fueron los elementos menos disponibles en los tres ecosistemas, presentando valores relativamente altos en comparación con Ca y K. El proceso de descomposición de la hojarasca evidenció que la degradación de la hojarasca fue mayor en el ecosistema de Encino (23%), seguido de Pino-Encino (22%) y Pino (14%). Los resultados indican que las diferencias en la caída de hojarasca, la disponibilidad de nutrientes y la tasa de descomposición están influenciadas por la composición y diversidad vegetal de cada ecosistema, lo que resalta la importancia de estos procesos en el ciclaje de nutrientes y la dinámica del bosque.

Palabras clave: Ciclaje, descomposición, diversidad, eficiencia, estructura

ABSTRACT

The present study aimed to analyze litterfall processes, nutrient deposition, nutrient use efficiency, and litter decomposition in three forest ecosystems (Pine, Oak, and Pine-Oak) in northeastern Mexico, as well as to assess the diversity and structure of each community. Significant differences were observed in litterfall dynamics during most sampling months, with the Pine ecosystem showing the highest deposition ($579.74 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$), followed by Pine-Oak ($486.40 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) and Oak ($362.49 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$). In general, the order of macro- and micronutrient deposition was $\text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{P} > \text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Regarding nutrient use efficiency, Mg and P were the least available elements in all three ecosystems, exhibiting relatively high values compared to Ca and K. The litter decomposition process showed that mass loss was highest in the Oak ecosystem (23%), followed by Pine-Oak (22%) and Pine (14%). The results indicate that differences in litterfall, nutrient availability, and decomposition rates are influenced by the composition and plant diversity of each ecosystem, highlighting the importance of these processes in nutrient cycling and forest dynamic.

Key words: Cycling, decomposition, diversity, efficiency, structure

Estructura de la tesis

Los resultados obtenidos de la presente investigación se presentan en cuatro artículos científicos y su contenido ha sido estructurado de la manera siguiente:

Capítulo I. Publicado en la revista *Polibotánica*. Este artículo analiza la diversidad y estructura de los tres ecosistemas estudiados. A partir de la ubicación de parcelas y el levantamiento de datos dasométricos, se observó que las especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* presentan altos valores del Índice de Valor de Importancia (IVI). No obstante, la relevancia de especies de otros géneros provocó que los ecosistemas presentaran baja similitud y fueras poco heterogéneos. La evaluación de estas comunidades resulta fundamental para comprender los cambios que podrían experimentar debido a actividades antrópicas.

Capítulo II. Publicado en la revista *e-CUCBA*. En este artículo se presentan los resultados sobre la caída de hojarasca y depósito de micronutrientes en las tres comunidades forestales. Los resultados evidenciaron diferencias significativas en el depósito de elementos durante la mayoría de los meses de muestreo entre los ecosistemas estudiados. Estas diferencias se atribuyen principalmente a las características funcionales y fenológicas de las especies dominantes. Además, se destaca la importancia de comprender cómo los factores bióticos y abióticos influyen en los procesos de ciclaje de nutrientes.

Capítulo III. Aceptado para publicación en la revista *Terra Latinoamérica*. Este artículo aborda la importancia de la hojarasca como la principal vía biológica de entrada de nutrientes entre los sistemas suelo-planta en los ecosistemas forestales. Los resultados obtenidos evidenciaron que el depósito de macronutrientes no está directamente relacionado con la cantidad de hojarasca. Esto significa que una mayor cantidad de hojarasca no garantiza un mayor aporte de macronutrientes, ya que el proceso depende en mayor medida de la calidad de la materia orgánica que constituye la hojarasca. Estos hallazgos resaltan la relevancia de analizar las características químicas y físicas de los materiales orgánicos para comprender mejor el ciclaje de nutrientes en los ecosistemas forestales.

Capítulo IV. Publicado en la *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. En este artículo se muestra el proceso de descomposición de la hojarasca y se predice a través del tiempo la tasa relativa de su desintegración mediante el empleo de modelos matemáticos. Esta información es relevante para entender como la descomposición de la hojarasca en cada

ecosistema forestal juega un papel crítico en la liberación de elementos contenidos en la hojarasca, además, evidencia como las condiciones climáticas particulares de cada ecosistema influyen de manera directa sobre la tasa relativa de descomposición y como la composición y diversidad vegetal de cada ecosistemas influye de manera determinante en la pérdida de masa de los compuestos orgánicos que componen la hojarasca.

En el Anexo 1, se ilustra la portada de cada artículo publicado y evidencia de la aceptación de publicación por parte de la Revista Terra Latinoamericana.

Introducción general

Los ecosistemas forestales representan una de las mayores reservas de biodiversidad (Nitoslawski *et al.*, 2021) y desempeñan un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos esenciales, como la regulación del clima, la captación de carbono, la protección del suelo y la disponibilidad de recursos hídricos (Raihan *et al.*, 2022). Entre los ecosistemas forestales más relevantes se encuentran los bosques tropicales, templados y boreales, los cuales albergan una gran diversidad de especies y cumplen funciones clave en el equilibrio ambiental (Salinas-Rodríguez *et al.*, 2022). En regiones templadas y subtropicales, los bosques de coníferas y los bosques mixtos de pino-encino destacan por su importancia ecológica y su papel en el mantenimiento de los ciclos biogeoquímicos (Rojas-Robles *et al.*, 2023).

Dentro de estos ecosistemas, los ciclos biogeoquímicos regulan el flujo y transferencia de los nutrientes que intervienen en el mantenimiento de la productividad y estabilidad del bosque (Legout *et al.*, 2020). Uno de los principales procesos que intervienen en estos ciclos es la caída de la hojarasca, que contribuye la principal vía de retorno de materia orgánica y nutrientes al suelo (Vásquez *et al.*, 2024). La hojarasca, al descomponerse, libera nutrientes que son reutilizados por la vegetación, influyendo en la fertilidad del suelo y en la estructura y diversidad de las comunidades forestales (Porre *et al.*, 2020).

El depósito de nutrientes varía según las condiciones ambientales y las características del ecosistema, determinando la disponibilidad de elementos esenciales como Ca, K, Mn y P, así como de microelementos fundamentales como el Cu, Fe, Mg y Zn (Días dos Santos *et al.*, 2021). Además, la velocidad de descomposición de la hojarasca depende de factores como la composición química del material foliar, la actividad microbiana y las condiciones climáticas, lo que repercute en la dinámica de ciclaje de nutrientes (Murúa y Gaxiola, 2023).

En los ecosistemas forestales, la diversidad y estructura de la vegetación juegan un papel clave en la regulación de estos procesos (García-Osorio *et al.*, 2020). Diferentes tipos de bosques presentan variaciones en la cantidad y composición de la hojarasca, así como en la tasa de descomposición y el patrón de liberación de nutrientes (Jiang *et al.*, 2019). En este contexto, el estudio de la dinámica de la caída y descomposición de la hojarasca y el depósito de nutrientes en distintas comunidades forestales permite comprender de mejor manera las interacciones entre los sistemas suelo-planta, proporcionando información relevante para la conservación y el manejo sostenible de los bosques. Particularmente, los

bosques de pino, encino y pino-encino son de especial interés debido a su amplia distribución y su función en la regulación de estos procesos ecológicos (Ali, 2023).

A pesar de los numerosos estudios biológicos, ecológicos, estructurales y florísticos realizados en los ecosistemas forestales del noreste de México, son insuficientes los que han documentado el movimiento de los nutrientes entre el suelo y las plantas. Por ello, con el objetivo de fortalecer el conocimiento científico sobre el ciclo de los nutrientes, este estudio se planteó cuantificar, durante 16 meses, las fluctuaciones en la producción de hojarasca, el depósito de macro (Ca, K, Mn y P) y micronutrientes (Cu, Fe, Mg y Zn) contenidos en la hojarasca forestal, el uso eficiente de los macronutrientes y el proceso de descomposición de la hojarasca a lo largo de 12 meses, incluyendo modelos matemáticos para predecir la tasa de desintegración. Además, se analizó la diversidad y estructura de bosque de Pino, Encino y Pino-Encino, para entender el rol que juegan las especies dominantes en el movimiento y ciclo de nutrientes de estas comunidades.

HIPÓTESIS

El tipo de comunidad vegetal no influye en el depósito, degradación y liberación de nutrientes. Por lo tanto, los sitios de estudio producen cantidades similares de nutrientes.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar y comparar el retorno y liberación de nutrientes provenientes de la producción y degradación de hojarasca en diferentes ecosistemas en el Ejido Pablillo, Galeana, Nuevo León

Objetivos específicos

1. Analizar la dinámica y caída de hojarasca en ecosistemas de pino, encino y pino-encino.
2. Determinar el depósito y liberación de micro (Cu, Fe, Mn y Zn) y macronutrientes (Ca, K, Mn y P) provenientes del depósito de la hojarasca.
3. Evaluar el proceso de descomposición de la hojarasca, incluyendo modelos para predecir la tasa a la que los compuestos orgánicos se desintegran.
4. Conocer la estructura y diversidad en los ecosistemas de bosque de pino, encino y pino-encino.

Literatura citada

- Ali, A. (2023). Linking forest ecosystem processes, functions and services under integrative social–ecological research agenda: current knowledge and perspectives. *Science of The Total Environment*, 892, 164768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164768>.
- Dias dos Santos, F., Aparecida-Fantinel, R., Broetto-Weiler, E., & Cabral-Cruz, J. (2021). Factores que afectan a la disponibilidad de micronutrientes en el suelo. *TECNO-LÓGICA*, 25(2), 272-278. <https://doi.org/10.17058/tecnolog.v25i2.15552>.
- García-Osorio, M. T., Plascencia-Escalante, F. O., Angeles-Pérez, G., Montoya-Reyes, F., Beltrán-Rodríguez, L. (2020). Production and decomposition rate of leaf litter in areas under rehabilitation in El Porvenir, Hidalgo, Mexico. *Madera y Bosques*, 26(3), e2632099. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2632099>.
- Jiang, D., Geng, Q., Li, Q., Luo, Y., Vogel, J., Shi, Z., Ruan, H., & Xu, X. (2019). Nitrogen and phosphorus resorption in planted forests worldwide. *Forests*, 10(3), 201. <https://doi.org/10.3390/f10030201>.
- Legout, A., Hansson, K., van der Heijden, G., Jean-Paul, L., Mareschal, L., Nys, C., Nicolas, M., Saint-André, L., & Ranger, J. (2020). Chemical fertility of forest ecosystems. Part 2: Towards redefining the concept by untangling the role of the different components of biogeochemical cycling. *Forest Ecology and Management*, 461, 117844. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117844>.
- Murúa, J. M., & Gaxiola, A. (2023). Variability in terrestrial litter decomposition can be explained by nutrient allocation strategies among soil decomposer communities. *Functional Ecology*, 37, 1642-1652. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14321>.
- Nitoslawski, S. A., Wong-Stevens, K., Steenberg, J. W. N., Witherspoon, K., Nesbitt, L., & Konijnendijk van den Bosch, C. C. (2021). The digital forest: mapping a decade of knowledge on technological applications for forest ecosystems. *Earth's Future*, 9, e2021EF002123. <https://doi.org/10.1029/2021EF002123>.
- Porre, R. J., van der Werf, W., De Deyn, G. B., Jan-Stomph, T., & Hoffland, E. (2020). Is litter decomposition enhanced in species mixtures? A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 145, 107791. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107791>.
- Raihan, S., Ara-Begum, R., Nizam, M., Said, M., & Pereira, J. J. (2022). Dynamic impacts of energy use, agricultural land expansion, and deforestation on CO₂ emissions in Malaysia. *Environmental and Ecological Statistics*, 29, 477–507. <https://doi.org/10.1007/s10651-022-00532-9>.
- Rojas-Robles, N. E., Yépez, E. A., Álvarez-Yépiz, J. C., Sánchez-Mejía, Z. M., Garatuza-Payan, J., & Rivera-Díaz, M. A. (2023). Producción neta del ecosistema durante la sucesión ecológica secundaria: lecciones desde el bosque tropical seco. *Madera y Bosques*, 29(1), e2912368. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2912368>.
- Salinas-Rodríguez, M. M., Hernández-Sandoval, L., Carrillo-Reyes, P., Castillo-Gómez, H. A., Castro-Castro, A., Estrada-Castillón, E., ... & Zamudio-Ruíz, S. (2022). Diversidad de plantas vasculares de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, México. *Botanical Sciences*, 100(2), 469-492. <https://doi.org/10.17129/botsci.2864>.
- Vásquez-Cascante, K., Alfaro-Alvarado, L. D., Cordero-Solórzano, R., & Morera-Beita, A. (2024). Hojarasca como indicador de producción primaria y su relación con variables climáticas en bosques ribereños de los Corredores Biológicos Montes del Aguacate y

Lago Arenal Tenorio, Costa Rica. *Environment & Technology*, 5(1), 1-27.
<https://doi.org/10.56205/ret.5-1.1>.

Capítulo I. Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del Noreste de México

RESUMEN

Los ecosistemas forestales de la Sierra Madre Oriental (SMO) juegan un papel muy importante al proveer a la región y comunidades de madera y como importantes proveedores de servicios ambientales. Con el objetivo de conocer la estructura y diversidad de ecosistemas forestales del noreste de México, se ubicaron 30 parcelas, cada una de 250 m², en tres comunidades vegetales (10 por comunidad), en donde las variables registradas fueron diámetro normal (Dn; cm), altura (H; m) y área de copa (m²) para todos los individuos con Dn > 5 cm. Se estimó el Índice de Valor de Importancia (IVI), diversidad y riqueza de especies mediante los índices de Shannon-Weiner (H') y Margalef (DM_g) y la similitud entre ecosistemas con el índice de Bray-Curtis. El mayor IVI para el ecosistema de Pino fue para el *Pinus pseudostrobus* (25.59%) y *P. arizonica* (25.43%), en el ecosistema de Encino-Pino para *Quercus laceyi* (37.47%) y *P. pseudostrobus* (19.14%) y en el Bosque alterado fue para las especies de *Ceanothus fendleri* (24.08%) y *Juniperus pinchotii* (16.84%). En general, para los tres ecosistemas estudiados, los índices de Margalef (DM_g) y Shannon-Weiner (H') consideraron la diversidad como baja (1.13 y 1.14, respectivamente), mientras que los resultados de similitud mostraron que el ecosistema de Pino y el Bosque alterado tienen 51% en común. Los ecosistemas de Pino con Encino-Pino y Encino-Pino con el Bosque alterado, mostraron una similitud inferior (20% y 21%, respectivamente). Las comunidades vegetales estudiadas contribuyen al conocimiento acerca del estado actual de los ecosistemas forestales de la SMO.

Palabras clave: Bosque Pino y Encino, ecosistemas forestales, estructura, índices de diversidad, similitud

ABSTRACT

The forest ecosystems of the Sierra Madre Oriental (SMO) play a very important role in providing wood to the region and its communities, as well as serving as significant providers of environmental services. With the goal of understanding the structure and diversity of forest ecosystems in northeastern Mexico, 30 plots, each of 250 m², were established in three vegetation communities (10 per community), where recorded variables included normal diameter (Dn; cm), height (H; m), and crown area (m²) for all individuals with Dn > 5 cm. The Importance Value Index (IVI), diversity, and species richness were estimated using the Shannon-Weiner (H') and Margalef (DM_g) indices, and the similarity between ecosystems was assessed with the Bray-Curtis index. The highest IVI for the Pine ecosystem was found in *Pinusseudostrobus* (25.59%) and *P. arizonica* (25.43%), in the Oak-Pine ecosystem for *Quercus laceyi* (37.47%) and *P. pseudostrobus* (19.14%), and in the altered Forest for the species *Ceanothus fendleri* (24.08%) and *Juniperus pinchotii* (16.84%). In general, for the three studied ecosystems, the Margalef (DM_g) and Shannon-Weiner (H') indices indicated low diversity (1.13 and 1.14, respectively), while the similarity results showed that the Pine ecosystem and the altered Forest shared 51%. The Pine ecosystems along with Oak-Pine and Oak-Pine with the altered Forest, exhibited lower similarities (20% and 21%, respectively). The studied vegetation communities provide insights into the current state of the forest ecosystems in the SMO.

Key words: Pine and Oak forest, forest ecosystems, structure, diversity indices, evenness.

1. INTRODUCCIÓN

Los bosques de coníferas junto con las selvas son unos de los ecosistemas con mayor presencia en el mundo (Mora-Donjuán & Alanís-Rodríguez, 2016). En México, los ecosistemas templados representados en su mayoría por bosques de coníferas integran el 24% de los ecosistemas naturales, mientras que las selvas el 23% (Quijada *et al.*, 2020), los cuales se distribuyen en la Sierra Madre del Sur, Sierra Madre Occidental y Sierra Madre Oriental, destacándose las especies del género *Pinus*, *Quercus* y *Juniperus* (Alanís-Rodríguez *et al.*, 2011). No obstante, los ecosistemas forestales se encuentran altamente amenazados por actividades antropogénicas, lo que ha provocado cambios en sus estructuras (Silva-González *et al.*, 2021), resultando en la disminución de superficie arbolada en México, lo que conlleva a problemas ecológicos, económicos y sociales, causados principalmente por malas prácticas de aprovechamiento forestal, sobrepastoreo, incendios, plagas y enfermedades forestales (Hernández-Salas *et al.*, 2018; SEMARNAT-CONANP, 2013).

Generar conocimiento acerca de la composición florística, estructura y distribución de especies presentes en los ecosistemas forestales mediante índices de diversidad como herramientas que ayudan a conocer la distribución y composición de los ecosistemas, fortalece la toma de decisión acerca del manejo de los bosques (Corral-Rivas *et al.*, 2005; Gadow *et al.*, 2012). El uso de estos índices como indicadores ambientales de la salud de los ecosistemas proporcionan una validez científica para instituir estrategias de conservación (Hernández-Salas *et al.*, 2013; Magurran, 2021).

De manera general, existen factores bióticos y abióticos que alteran la riqueza de las especies vegetales. Así, en regiones más favorables se espera que el establecimiento de la diversidad sea mayor (McCarthy *et al.*, 2001). El establecimiento de las especies en los ecosistemas forestales que se sitúan en las cadenas montañosas obedece directamente a los factores relacionados con la elevación (clima, temperatura, pendiente, exposición, etc.), que conllevan a su vez, en cambios en la biodiversidad de estos ecosistemas (Bhat *et al.*, 2020). Sin embargo, se ha documentado que el principal factor que altera la composición y riqueza de especies es el manejo forestal al que se someten las masas forestales con el fin de establecer y/o aprovechar especies de interés económico (García-García *et al.*, 2019; Hernández *et al.*, 2019). El conocimiento de la diversidad y estructura de las especies arbóreas y arbustivas que se desarrollan en los bosques de clima templado son importantes para la gestión y conservación de la biodiversidad, por lo que es importante generar

estudios específicos sobre estos ecosistemas (Graciano-Ávila *et al.*, 2017). Por lo anterior, el objetivo del presente estudio fue caracterizar la estructura horizontal mediante la abundancia, frecuencia, dominancia y la diversidad aplicando los índices de Shannon y Margalef que estiman la diversidad alfa y riqueza de especies, respectivamente, dentro de tres comunidades forestales, con el fin de contribuir al conocimiento biológico acerca del estado actual de los ecosistemas forestales en el Noreste de México y contar con indicadores para el adecuado manejo de las masas forestales de la región.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La investigación se realizó en tres comunidades forestales, en una zona ubicada en el “Ejido Pablillo”, municipio de Galeana, Nuevo León (noreste de México) (Figura 1) enmarcado entre las coordenadas: 24° 39' LN y entre los 99° 54' y 100° 05' de LO, situado en el macizo montañoso de la Sierra Madre Oriental. Esta zona presenta precipitaciones que varían de 110 mm a 120 mm en el mes más lluvioso (septiembre), con clima de tipo templado (García, 2004). Los rangos elevacionales en los que se desarrollan estos ecosistemas fluctúan de 2,160 m (Bosque alterado) hasta 2,313 m (ecosistema de Encino-Pino). El tipo de suelo dominante en las tres comunidades vegetales corresponde al tipo Leptosol (INEGI, 2007).

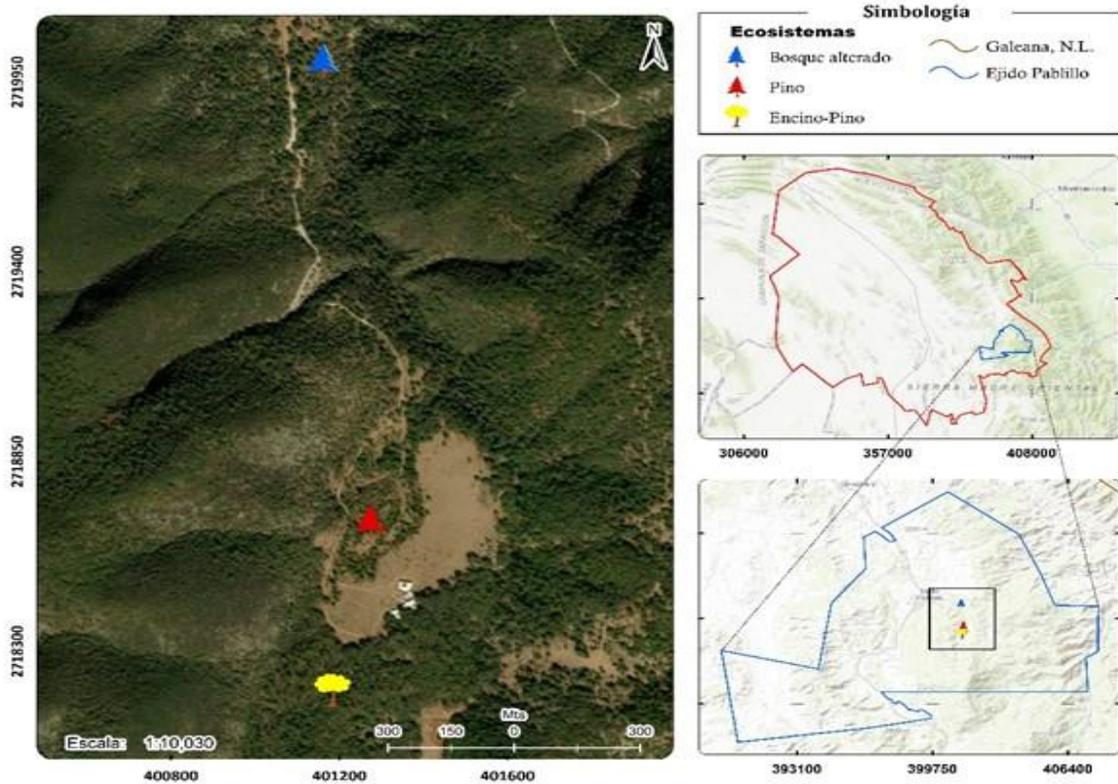


Figura 1. Localización de los ecosistemas en el “Ejido Pablillo”, municipio de Galeana, Nuevo León, México.

La importancia de la distribución de estos ecosistemas en la región radica en el suministrar de madera, como una fuente importante de materia prima para la industria (Tapia & Návar, 2011), brindan una serie de servicios ambientales (conservación de la biodiversidad, regulación del clima, protección de cuencas hidrográficas, etc.), sociales (educación ambiental, medicina tradicional y conservación de patrimonio) y económicos (productos maderables y no maderables) (Manrique, 2022). En la Figura 2, se presentan imágenes panorámicas de los tres ecosistemas estudiados.



Figura 2. Estado actual de los ecosistemas forestales estudiados: a) Pino; b) Encino-Pino y c) Bosque alterado.

2.2. Muestreo

El estudio se realizó en tres tipos de ecosistemas forestales (Pino, Encino-Pino y Bosque alterado) situados sobre suelo dominante del tipo Leptosol. Los datos dasométricos fueron tomados en sitios de 250 m² (10 m x 25 m). En cada ecosistema, se situaron 10 parcelas dentro del rango elevacional correspondiente a cada ecosistema. El tamaño de muestra (ni) considerado en cada uno de los tres ecosistemas forestales fue de 10, ya que el análisis de la varianza para el modelo con un criterio de clasificación tendrá una potencia de 0.80 para detectar un tamaño de efecto de 0.40 (grande de acuerdo con Cohen), cuando se trabaja con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$ (Cohen, 1988). En total se levantaron 30 parcelas de muestreo en los tres ecosistemas; los sitios fueron adyacentes entre sí dentro de una parcela de 2500 m² por cada ecosistema. Se censaron todos los individuos que presentaron Diámetro normal (Dn; cm) igual o mayor a 5 cm, midiendo el diámetro (m) de copa con orientación norte-sur y este-oeste y altura total (H; m) (Canizales-Velázquez *et al.*, 2021).

2.3. Caracterización estructural

Con la información de campo se estimaron los parámetros estructurales (abundancia, frecuencia y dominancia relativas) y el índice de valor de importancia mediante las ecuaciones siguientes (Magurran, 2005):

Abundancia:

$$A_i = N_i/E$$

$$AR_i = \left[A_i / \sum_{i=1..n} A_i \right] \times 100$$

Donde: A_i representa la abundancia absoluta, AR_i es la abundancia relativa de la especie i en relación con la abundancia total, N_i es el número total de individuos de la especie, con $i = 1, 2, \dots, n$. E representa la superficie (ha).

Cobertura:

$$D_i = Ab_i/E$$

$$DR_i = \left[D_i / \sum_{i=1 \dots n} D_i \right] \times 100$$

Dónde: D_i es la cobertura absoluta, DR_i es cobertura relativa de la especie i respecto a la cobertura total. Ab_i y E representa el área de copa de la especie i y la superficie (ha), respectivamente.

Frecuencia:

$$F_i = P_i/NS$$

$$FR_i = \left[F_i / \sum_{i=1}^n F_i \right] \times 100$$

Dónde: F_i es la frecuencia absoluta, FR_i es la frecuencia relativa de la especie i respecto a la suma de las frecuencias, P_i denota el número de sitios en el que está presente la especie i y NS representa el número total de sitios de muestreo.

El cálculo del índice de valor de importancia para cada especie (IVI) se realizó de acuerdo a Moreno (2001), mediante la suma de los valores relativos de abundancia, dominancia y frecuencia:

$$IVI_i = AR_i + DR_i + FR_i$$

Para estimar la diversidad en los ecosistemas forestales, se aplicaron los índices de Shannon [H'] y Margalef [DM_g] (Moreno, 2001), los cuales estiman la diversidad alfa y riqueza de especies, respectivamente. Estos índices son indicadores que reflejan la diversidad de especies dentro de un ecosistema (Serrano *et al.*, 2022). Se determinan a partir de las ecuaciones siguientes:

$$DM_g = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \times \ln(p_i)$$

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Dónde: S es el número de especies presentes, N es el número total de individuos y n_i es el número de individuos de la especie i y p_i representa el número de sitios en el que se encuentra la especie i .

La diversidad beta se obtuvo mediante el índice de Bray-Curtis, el cual representa de manera gráfica la variación de la composición vegetal. El análisis se fundamenta en un algoritmo el cual considera la similitud al analizar las muestras mediante el cálculo en el porcentaje de similitud. Este índice se estima entre 0 y 100, donde el 100 significa que los sitios tienen la misma composición y 0 significa que no comparten especies entre ecosistemas (Bray & Curtis, 1957).

2.4. Análisis estadístico

Los valores para los índices de Shannon y Margalef fueron sometidos a un análisis estadístico para contrastar la hipótesis de normalidad de las variables y en función del resultado efectuar el análisis de varianza para el modelo con un criterio de clasificación, paramétrico o bien no paramétrico (Steel & Torrie, 1980). De acuerdo con las pruebas de Kolmogorov-Smirnov, con la corrección de Lilliefors, y Levene (Brown & Forsythe, 1974), las variables mostraron distribución normal y homogeneidad de varianzas, por lo que se procedió a realizar el análisis de varianza paramétrico. Se usó .05 como nivel de significancia.

3. RESULTADOS

3.1. Composición florística

En total se encontraron 639 individuos, identificándose 12 géneros, pertenecientes a 12 familias. Respecto a los géneros, sobresalen *Pinus* (4), *Quercus* (3), *Eysenhardtia* (2); mientras que los géneros *Agave*, *Arbutus*, *Crataegus*, *Juniperus*, *Mimosa*, *Berberis*, *Opuntia* y *Pistacia* solo presentaron una especie.

En relación con el número de individuos por familia para los tres ecosistemas forestales bajo estudio sobresalieron: Rhamnaceae (177), Cupressaceae (162) y Pinaceae (149), seguidas de las familias Fagaceae (42), Rosaceae (38), Fabaceae (34), Asparagaceae (19) y Ericaceae (15); mientras que las familias con menos presencia fueron Berberidaceae (1),

Cactaceae (1) y Anacardiaceae (1). La relación de familias, géneros y especies por ecosistema, se presentan en la Figura 3, destacando que el ecosistema de Pino presentó una mayor representación con respecto al ecosistema de Encino-Pino y al Bosque alterado.

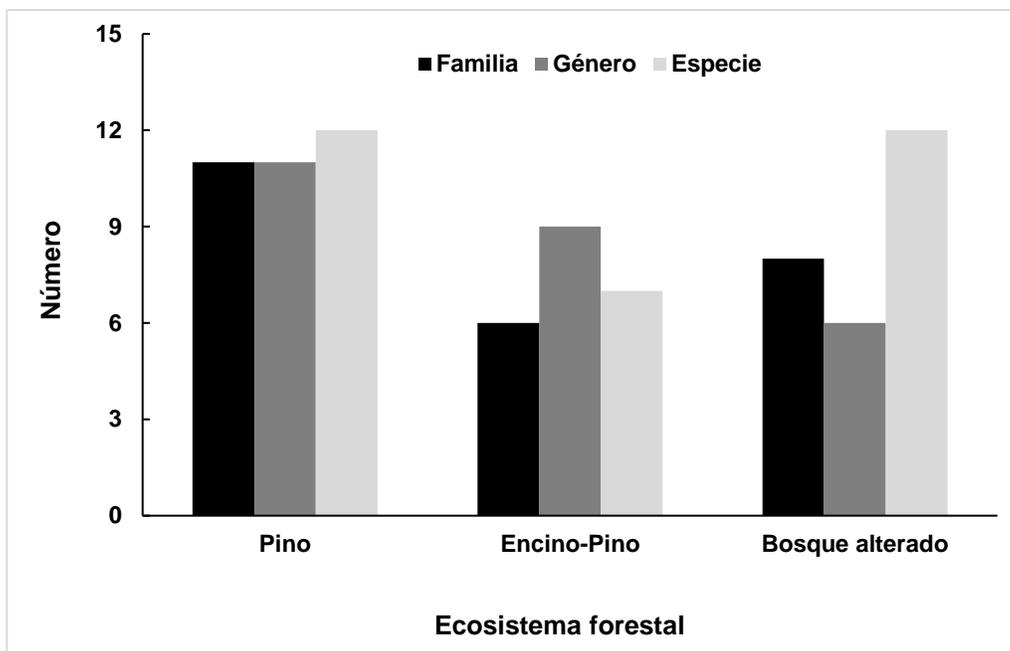


Figura 3. Representación de la cantidad de familias, géneros y especies por ecosistema forestal.

De manera general, en el Cuadro 1 se presenta el listado de especies con su respectiva familia documentadas en los tres ecosistemas estudiados.

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común y familia de las especies registradas en los tres ecosistemas forestales en el “Ejido Pablillo”, Galeana, Nuevo León.

Nombre científico	Nombre común	Familia
<i>Agave macroculmis</i>	Maguey chino	Agavaceae
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Madroño	Ericaceae
<i>Berberis trifoliata</i>	Chichilcuáhuil	Berberidaceae
<i>Ceanothus fendleri</i> var. <i>fendleri</i>	Gavia	Rhamnaceae
<i>Crataegus</i> sp.	Espino	Rosaceae
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg	Palo azul	Fabaceae
<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	Táscate	Cupressaceae
<i>Mimosa</i> sp.	Garabatillo	Fabaceae
<i>Opuntia robusta</i> H.L.Wendl. ex Pfeiff.	Nopal camueso	Cactaceae
<i>Pinus arizonica</i> Engelm.	Pino de Arizona	Pinaceae
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	Pino lacio	Pinaceae
<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schldl	Pino azteca	Pinaceae
<i>Pistacia mexicana</i> Kunth.	Lantrisco	Anacardiaceae
<i>Quecus polymorpha</i> Née	Encino roble	Fagaceae

Quercus laceyi Small
Quercus microphylla Née

Encino azul
 Encino enano

Fagaceae
 Fagaceae

3.2. Diversidad de especies

El análisis de la varianza no detectó diferencias significativas entre la diversidad de especies entre los ecosistemas estudiados (Cuadro 2), lo que sugiere que en los tres ecosistemas se presenta una riqueza específica y número de especies semejantes.

Cuadro 2. Resumen del análisis de la varianza para los índices de diversidad de Margalef y Shannon-Wiener.

Índice	Estadístico				
	CME	Valor F	Valor P	CV (%)	R ² ajustado
Margalef	0.185	0.188	0.830	32.8	0.059
Shannon-Wiener	0.081	1.613	0.218	25.0	0.041

CME, Cuadrado Medio del Error; CV, Coeficiente de Variación (%); R², Coeficiente de Determinación.

Respecto al índice de Shannon-Wiener, mostró valores promedio de 1.02 ± 0.06 , 1.24 ± 0.11 y 1.15 ± 0.10 para el Bosque alterado y los ecosistemas de Pino y Encino-Pino, respectivamente. Los valores para el índice de Margalef fueron de 1.34 ± 0.12 (Encino-Pino), 1.34 ± 0.17 (Pino) y 1.44 ± 0.10 (Bosque alterado). Ambos índices presentaron un comportamiento similar en los tres ecosistemas y, por tanto, significa que existe una diversidad baja. En la Figura 4 se ilustran los índices de Shannon-Wiener y Margalef por ecosistema forestal.

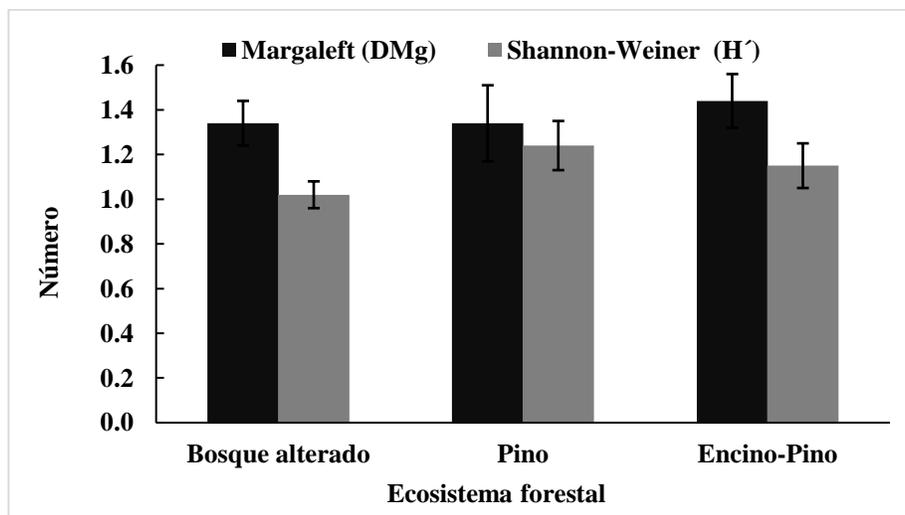


Figura 4. Índices de diversidad de Margalef y Shannon-Weiner por ecosistema forestal bajo estudio. Los valores graficados representan la media \pm error estándar, n=10.

3.3. Similitud florística

Los resultados obtenidos del análisis de similitud mediante la técnica de Bray-Curtis, muestra un subconjunto entre los ecosistemas de Pino y el Bosque alterado con un valor de similitud de 0.51 en común. Por otra parte, el ecosistema de Encino-Pino mostró un valor relativamente bajo (0.20) (Figura 5).

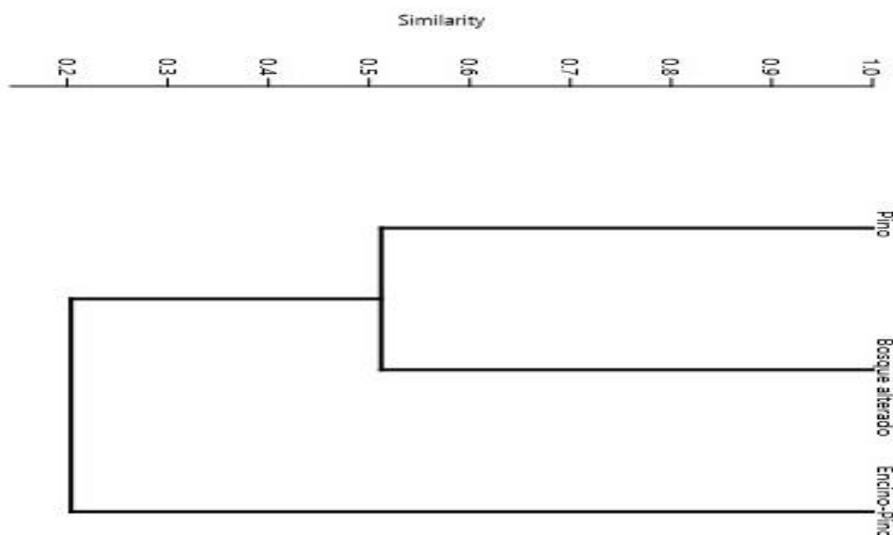


Figura 5. Dendrograma de ordenación Bray-Curtis de los ecosistemas de estudio.

3.4. Variables estructurales

En el Cuadro 3, se presentan las características dasométricas para todos los individuos presentes por ecosistema. Los resultados indican que el Bosque alterado presenta la menor cantidad de individuos, pero el mayor diámetro normal medio. En cambio, el ecosistema de Pino, que mantiene las condiciones naturales menos alteradas según el IVI (Cuadro 4), conserva el mayor número de individuos.

Cuadro 3. Valores promedio (\pm error estándar, $n = 10$) de las variables dasométricas de las especies leñosas (pino y encino) observadas en las parcelas de los diferentes ecosistemas.

Ecosistema	Característica				
	No. de individuos	Diámetro normal (cm)	Altura (m)	Diámetro de copa (m ²)	Cobertura (m ²)
Encino-Pino	50 \pm 2.00	32.2 \pm 3.19	7.1 \pm 0.95	3.5 \pm 0.60	64.8 \pm 2.37
Pino	125 \pm 5.60	23.7 \pm 1.69	5.2 \pm 0.52	2.2 \pm 0.27	54.3 \pm 9.40
Bosque alterado	16 \pm 0.32	35.2 \pm 6.60	4.4 \pm 1.83	5.5 \pm 1.50	30.4 \pm 12.41

Los datos son con referencias a parcelas de 2,500 m² en cada ecosistema

La especie *Pinus pseudostrobus* fue la que presentó mayor número de individuos (114) en el ecosistema de Pino (Cuadro 4), en el ecosistema de Bosque alterado (Cuadro 5) *Ceneathus fendleri* (132) y 28 individuos de *Crataegus sp.* en el ecosistema de Encino-Pino (Cuadro 6). *Juniperus pinchotii* presentó 81 individuos en el Bosque alterado (Cuadro 5), 72

en el ecosistema de Pino (Cuadro 4) y solo 9 en el ecosistema de Encino-Pino (Cuadro 6), siendo esta especie la más representativa, en general, en los tres ecosistemas, además de presentar altos valores del IVI en los ecosistemas de Pino y en el Bosque alterado. Del total de los 639 individuos registrados en los tres ecosistemas estudiados, el ecosistema de Pino representó el 44.8%, el Bosque alterado el 40.2% y el 15.0% en el ecosistema de Encino-Pino.

De acuerdo a los resultados del IVI, las especies con mayor valor por ecosistema fueron: *Pinus pseudostrobus* (25.59%) y *Pinus arizonica* (25.43%) en el ecosistema de Pino (Cuadro 4); *Ceanothus fendleri* (24.08%) y *Juniperus pinchotii* (16.84%) en el Bosque alterado (Cuadro 5); *Quercus laceyi* (37.47%) y *Pinus pseudostrobus* (19.14%) en el ecosistema de Encino-Pino (Cuadro 6).

Cuadro 4. Parámetros estructurales para las especies identificadas en el ecosistema de Pino ordenados de manera descendente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI).

Especie vegetal	No. de individuos	Abundancia relativa (%)	Frecuencia	Frecuencia relativa (%)	Área de copa (m ²)	Dominancia relativa (%)	IVI (%)
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	114	39.86	10	19.23	9.62	17.69	25.59
<i>Pinus arizonica</i> Engelm	7	2.45	3	5.77	36.99	68.07	25.43
<i>Juniperus pinchotii</i> var. erythrocarpa	72	25.17	10	19.23	2.82	5.2	16.53
<i>Ceanothus fendleri</i> var. <i>fendleri</i>	43	15.03	8	15.38	0.12	0.22	10.21
<i>Mimosa</i> sp.	25	8.74	4	7.69	1.51	2.77	6.40
<i>Agave macroculmis</i>	13	4.55	6	11.54	0.72	1.32	5.80
<i>Quercus microphylla</i> Née	4	1.4	3	5.77	0.14	0.25	2.47
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3	1.05	3	5.77	0.09	0.17	2.33
<i>Crataegus</i> sp.	2	0.7	2	3.85	1.19	2.19	2.24
<i>Pistacia mexicana</i> Kunth	1	0.35	1	1.92	0.69	1.27	1.18
<i>Berberis trifoliata</i> Hartw. ex Lindl	1	0.35	1	1.92	0.3	0.55	0.94
<i>Opuntia robusta</i> H.L.Wendl. ex Pfeiff	1	0.35	1	1.92	0.17	0.31	0.86
Total	286	100	52	100	54.3	100	100

Cuadro 5. Parámetros estructurales para las especies identificadas en el Bosque alterado ordenados de manera descendente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI).

Especie vegetal	No. de individuos	Abundancia relativa (%)	Frecuencia	Frecuencia relativa (%)	Área de copa (m ²)	Dominancia relativa (%)	IVI (%)
<i>Ceanothus fendleri</i> var. <i>fendleri</i>	132	51.36	10	20.83	0.12	0.03	24.08
<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	81	31.52	9	18.75	0.89	0.24	16.84
<i>Quercus laceyi</i> Small	4	1.56	4	8.33	135.25	36.99	15.63
<i>Quercus polymorpha</i> Née	5	1.95	4	8.33	103.29	28.25	12.84
<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl	2	0.78	2	4.17	91.28	24.97	9.97
<i>Crataegus</i> sp.	8	3.11	5	10.42	2.05	0.56	4.7
<i>Mimosa</i> sp.	8	3.11	5	10.42	0.28	0.08	4.54
<i>Pinus pseudostrubus</i> Lindl	2	0.78	2	4.17	31.37	8.58	4.51
<i>Arbutus xalapensis</i> , Kunth	5	1.95	4	8.33	0.01	0	3.43
<i>Agave macroculmis</i>	6	2.33	1	2.08	1.06	0.29	1.57
<i>Quercus microphylla</i> Née	3	1.17	1	2.08	0	0	1.08
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg	1	0.39	1	2.08	0.01	0	0.83
Total	257	100	48	100	365.6	100	100

Cuadro 6. Parámetros estructurales para las especies identificadas en el ecosistema de Encino-Pino ordenados de manera descendente de acuerdo al Índice de Valor de Importancia (IVI).

Especie vegetal	No. de individuos	Abundancia relativa (%)	Frecuencia	Frecuencia relativa (%)	Área de copa (m ²)	Dominancia relativa (%)	IVI (%)
<i>Quercus laceyi</i> Kunth	19	19.79	8	21.05	46.37	71.55	37.47
<i>Pinus pseudostrubus</i> Lindl	24	25	8	21.05	7.36	11.36	19.14
<i>Crataegus</i> sp.	28	29.17	7	18.42	1.93	2.98	16.85
<i>Quercus polymorpha</i> Née	7	7.29	3	7.89	8.84	13.65	9.61
<i>Juniperus pinchotii</i> var. <i>erythrocarpa</i>	9	9.38	6	15.79	0.25	0.38	8.52
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	7	7.29	5	13.16	0.04	0.06	6.84
<i>Ceanothus fendleri</i> var. <i>fendleri</i>	2	2.08	1	2.63	0.02	0.03	1.58
Total	96	100	38	100	64.8	100	100

4. DISCUSIÓN

La composición vegetal documentada en el presente estudio corresponde a la esperada para el tipo de vegetación evaluada, dada la presencia de los individuos del género *Pinus* y *Quercus*. Estos resultados coinciden con los realizados por Camacho-Rubio *et al.* (2016), quienes mencionan que las especies de *Pinus* y *Quercus* suelen presentarse en los ecosistemas forestales en el noreste de México. Similarmente, Ávila-Flores *et al.* (2014), reportan valores de importancia altos para el género *Pinus*. Leyva-López *et al.* (2010), detallan que la dominancia de estos géneros no limita el desarrollo y establecimiento de otras especies, por lo que es normal observar diversidad de especies correspondientes a

los géneros *Ceanothus*, *Juniperus* y/o *Crataegus* encontrados en los ecosistemas estudiados. Luna-Robles *et al.* (2020), concuerdan con lo anteriormente descrito y señalan que el establecimiento de especies de diversos géneros está asociado a los ecosistemas donde predominan las especies de *Pinus* y *Quercus*, e indican que las especies de estos géneros no aseguran el establecimiento de las especies de interés, sino que brindan la oportunidad de encontrar especies de poco interés para el manejo de los ecosistemas forestales. De León Mata *et al.* (2013), destacan que este tipo de ecosistemas representados por especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* suelen localizarse en sitios que superan los 2,000 msnm en zonas montañosas en laderas con diferentes pendientes y exposiciones, los cuales pueden sufrir cambios por actividades antrópicas, resultando en modificaciones en su estructura, composición y diversidad (Gao *et al.*, 2020).

Las familias Pinaceae y Fagaceae se caracterizan principalmente por ser dominantes en las regiones montañosas del sur de Nuevo León (Manzanilla-Quijada *et al.*, 2020). Sin embargo, los resultados encontrados en el presente estudio y lo enunciado anteriormente, varía debido a que las familias Rhamnaceae, Cupressaceae y Pinaceae son las familias con mayor presencia de manera general en los tres ecosistemas. Huffman (2006), al estudiar la composición de especies en un ecosistema forestal, documenta que la especie de *Ceanothus fendleri* (Rhamnaceae) suele asociarse a comunidades donde predominan las coníferas, siendo plantas que suelen establecerse a un ritmo rápido, lo que se ve reflejado en el aumento de la abundancia en los ecosistemas que se desarrollan. Estos cambios en la composición de los ecosistemas suelen presentarse debido a que la estructura es dinámica y se modifica constantemente durante el crecimiento de los árboles (Hu *et al.*, 2020) y a las interacciones antrópicas que incluyen disturbios por tala y extracción de árboles por selección (Gadow *et al.*, 2012), lo que se refleja en el crecimiento y desarrollo de arbustos y herbáceas, que son indicadores de alteraciones en las comunidades forestales (Waddell *et al.*, 2020).

De acuerdo con Margalef (1973) y Magurran (2005), los valores del índice de diversidad (Figura 4) se consideran bajos (valor promedio = 1.14), ya que, según la clasificación establecida por dichos autores, se considera como diversidad baja cuando los valores son menores a 2, media entre 3 y 5, y alta cuando son superiores a 5. De acuerdo a los análisis estadísticos, los valores para dichos índices no presentan diferencias significativas entre los tres ecosistemas estudiados (Cuadro 2). Lo anterior se puede explicar debido a que la mayoría de los ecosistemas forestales en algún momento de su desarrollo fueron sometidos

a manejo, lo que origina baja diversidad debido a los tratamientos silvícolas que se involucran (Hernández-Salas *et al.*, 2013), lo cual es consistente con diversos estudios realizados para ecosistemas forestales (García-Aranda *et al.*, 2012; Medrano-Meraz *et al.*, 2017; Méndez Osorio *et al.*, 2018). Este tipo de ecosistemas forestales, además suelen presentar una diversidad baja debido al gradiente elevacional en el que se desarrollan, donde los principales factores abióticos suelen ser el clima, la temperatura, la precipitación, pendiente (De León Mata *et al.*, 2013; Sánchez-Gutiérrez *et al.*, 2021) y tipo de suelo (McCain, 2005), lo que causa que se presentan cambios en la diversidad y estructura, aun cuando se trata de ecosistemas muy similares, ya que los requerimientos ecológicos de cada especie son diferentes (Sánchez-Gutiérrez *et al.*, 2021). En el noreste de Nuevo León, en la Sierra Madre Oriental, los estudios florísticos en ecosistemas forestales que superan el rango elevacional de los 2000 m, con clima de tipo templado subhúmedo, precipitaciones entre 600 y 1200 mm y con una temperatura media anual de 14 a 18 °C, han presentado diversidad baja para ecosistemas con asociaciones de pino-encino (Buendía-Rodríguez *et al.*, 2019; Quijada *et al.*, 2020).

Los resultados del índice de Bray-Curtis (Figura 5) indica que existe una similitud media (Bosque alterado con Pino) y baja (Encino-Pino con el Bosque alterado). Este comportamiento suele asociarse a las características propias de los sitios, lo que hace que la similitud entre ecosistemas se comporte de esta manera (Domínguez-Gómez *et al.*, 2018). González-Cubas *et al.* (2018), al aplicar índices de similitud y analizar cuatro bosques en el sur de estado de Nuevo León, documentaron que la similitud entre sitios asociados a bosques mixtos de coníferas alberga grupos de especies dependientes, encontrando un valor medio de 44%, que de acuerdo con Clarke & Warwick (2001) y Hao *et al.* (2019), estos cambios están asociados directamente con la variación de los factores abióticos, que se ven reflejados en la distribución y abundancia de especies en un ecosistema.

Los valores de IVI registrados en el presente estudio, indican que en cada ecosistema bajo estudio es diferente. En el Bosque alterado, la especie de *Ceanothus fendleri* presentó un mayor valor (24.08%); en el ecosistema de Pino, *Pinus arizonica* y *P. pseudostrobus* obtuvieron los valores mayores (25.43% y 25.59%, respectivamente); y en el ecosistema de Encino-Pino, *Quercus laceyi* presentó la mayor dominancia (37.47%) seguido de *Pinus pseudostrobus* (19.14%) en relación con las demás especies presentes. El estudio comparativo entre ecosistemas forestales contiguos permitió observar las variaciones

florísticas de composición y estructura que ocurren entre ecosistemas forestales que tienden a compartir especies de los mismos géneros, sin embargo, en términos generales, cada ecosistema presenta diversas especies, lo que sugiere puede deberse a las actividades antropogénicas a las que están sometidos (Martínez-Antúnez *et al.*, 2013). Ayala *et al.* (2022), encontraron que, en los ecosistemas forestales, el género de *Pinus* suele presentar mayor dominancia respecto a otros géneros. En este sentido, Hernández-Salas *et al.* (2013), concuerdan con estos hallazgos y concluyen que factores como la fisiografía, clima y suelos de cada área suelen jugar un papel fundamental en el desarrollo de ciertas especies con preferencias específicas para su establecimiento y desarrollo, lo que permite concluir que aun tratándose de ecosistemas que comparten características y especies, cada uno presenta diferencias en cuanto al Índice de Valor de Importancia.

5. CONCLUSIONES

Los ecosistemas forestales de la Sierra Madre Oriental tienen un papel muy importante, no solo por proveer a la región y comunidades de madera como materia prima para la industria, sino como sitios proveedores de servicios ambientales. Los resultados indican que, si bien este tipo de ecosistemas presentan una baja similitud y son poco heterogéneos, especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* exhiben valores altos de importancia ecológica, siendo especies que no limitan el establecimiento y desarrollo de otras especies. Evaluar las diferencias en las comunidades forestales es esencial para valorar los cambios que pueden llegar a sufrir estas comunidades por actividades antrópicas y analizar los cambios que sufren a consecuencia del cambio climático en un periodo de tiempo largo. Los resultados de presente estudio contribuyen a tener un conocimiento más amplio sobre el estado actual de los ecosistemas forestales en el noreste de Nuevo León y a referir valores con respecto a la estructura de comunidades de este tipo.

6. LITERATURA CITADA

- Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Valdecantos-Dema, A., Pando-Moreno, M., Aguirre-Calderón, Ó. A., & Treviño-Garza, E. J. (2011). Caracterización de regeneración leñosa post-incendio de un ecosistema templado del parque ecológico Chipinque, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(1), 31–39. <https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2010.05.032>.
- Ávila-Flores, D. Y., González-Tagle, M. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Treviño-Garza, E., Vargas-Larreta, B., & Rodríguez, E. A. (2014). Efecto de la severidad del fuego en las características de la estructura forestal en rodales de coníferas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20(1), 34–45. <https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2013.01.005>.
- Ayala, J. M. R., Aguirre-Calderón, Ó. A., Rodríguez, E. A., González-Tagle, M. A., Pérez, J. J., Vargas-Larreta, B., & Rivas, J. J. C. (2022). Vista de asociaciones y competencia entre géneros en parcelas permanentes establecidas en el norte de Durango. *E-cucba*, 18, 12–27.
- Bhat, J. A., Kumar, M., Negi, A. K., Todaria, N. P., Malik, Z. A., Pala, N. A., Kumar, A., & Shukla, G. (2020). Species diversity of woody vegetation along altitudinal gradient of the Western Himalayas. *Global Ecology and Conservation*, 24, 01302e. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01302>.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4), 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>.
- Brown, M. B. & Forsythe, A. B. (1974). 372: The ANOVA and multiple comparisons for data with heterogeneous variances. *Biometrics*, 30(4), 719–724. <https://doi.org/10.2307/2529238>.
- Buendía-Rodríguez, E., Treviño-Garza, E. J., Eduardo, A. R., Aguirre-Calderón, Ó. A., González-Tagle, M. A., & Pompa-García, M. (2019). Structure of a forest ecosystem and its relationship with the carbon stock in Northeastern Mexico. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54), 4–25. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i54.149>.
- Camacho-Rubio, A. E., González-Tagle, M. A., Solorio-Benavides, J. de D., Durán-Chávez, A. A., & Carmona, J. X. (2016). Relationship between necromass, woody species composition and possible implications of climate change in temperate forests. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 13, 2601–2614. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342016000902601&script=sci_arttext&lng=en
- Canizales-Velázquez, P. A., Alanís-Rodríguez, E., García-García, S. A., Holguín-Estrada, V. A., & Collantes-Chávez, C. A. (2021). Estructura y diversidad de un bosque de galería urbano en el río Camachito, noreste de México. *Polibotánica*, 51, 91–105. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.51.6>.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series*, 216, 265–278. <https://doi.org/10.3354/MEPS216265>.
- Cohen, J. (1988). Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. In *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Routledge. Dio: 10.4324/9780203771587/STATISTICAL-POWER-ANALYSISBEHAVIORAL-SCIENCES-JACOB-COHEN.

- Corral-Rivas, J. J., Calderón-Aguirre, Ó. A., Jiménez-Pérez, J., & Corral-Rivas, S. (2005). An analysis of the forest utilization effect on the structural diversity in «El Cielo» cloud forest, Tamaulipas, México. *Forest Systems*, 14(2), 217–228. <https://doi.org/10.5424/srf/2005142-00885>.
- De León-Mata, G. D., Arévalo, A. G., Andrade-Herrera, S., & Ruiz-Marín, A. (2013). Distribución de la vegetación a través de un transecto sobre la Sierra Madre Occidental de Durango, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 9(1), 30–40. <https://revista.itson.edu.mx/index.php/rlrn/article/view/209>.
- Domínguez-Gómez, T. G., Hernández-González, B. N., González-Rodríguez, H., Cantú Silva, I., Alanís-Rodríguez, E., & Alvarado, M. del S. (2018). Estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de la Sierra Madre Occidental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 9–34. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.227>.
- Gadow, K. V., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., Myklush, S., Hui, G. Y., Kiviste, A., & Zhao, X. H. (2012). *Forest structure and diversity* (T. Pukkala & K. von Gadow, Eds.; Vol. 23, pp. 29–83). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6>.
- Gao, Y., Skutsch, M., Paneque-Gálvez, J., & Ghilardi, A. (2020). Remote sensing of forest degradation: a review. *Environmental Research Letters*, 15(10), 103001. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abaad7/meta>.
- García, E. (2004). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen. In *Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México* (p. 98).
- García-Aranda, M. A., Estrada-Castillón, A. E., Cantú-Ayala, C. M., & Pando-Moreno, M. (2012). Clasificación de nueve sitios de bosque mixto de coníferas con presencia de *Taxus globosa* en la Sierra Madre Oriental, Nuevo León y Tamaulipas, México. *Botanical Sciences*, 90(1), 53–62. <https://acortar.link/LDn6or>.
- García-García, S. A., Narváes-Flores, R., & Olivas-García, J. M. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53), 41–63. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i53.173>.
- González-Cubas, R., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Duque-Montoya, Á., & Gómez-Cárdenas, M. (2018). Diversidad y estructura arbórea en un bosque de *Abies vejarii* Martínez en el sur del estado de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(45), 36–65. <https://doi.org/10.29298/RMCF.V9I45.142>.
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, Ó. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., & Mora-Olivo, A. (2017). Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 137–146. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2331480>.
- Hao, M., Corral-Rivas, J. J., González-Elizondo, M. S., Ganeshaiyah, K. N., Nava-Miranda, M. G., Zhang, C., Zhao, X., & Gadow, K. von. (2019). Assessing biological dissimilarities between five forest communities. *Forest Ecosystems*, 6(1), 3–30. <https://doi.org/10.1186/S40663-019-0188-9>.
- Hernández, F. J., Deras-Ávila, A. G., Deras-Ávila, N. I., & Colín, J. G. (2019). Influence of the seed tree method on the diversity of regeneration in a mixed forest in Durango, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 25(2), 219–234. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2018.09.066>.

- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., & Domínguez-Pereda, L. A. (2013). Efecto del manejo forestal en la diversidad y composición arbórea de un bosque. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2), 189–200. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.052>.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., & Domínguez-Pereda, Y. L. A. (2018). Growth dynamic of a tempered forest under management in the northwest of Mexico. *Madera y Bosques*, 24(2), e2421767. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421767>.
- Hu, M., Lehtonen, A., Minunno, F., & Mäkelä, A. (2020). Age effect on tree structure and biomass allocation in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.). *Annals of Forest Science*, 77(3), 1-15. <https://doi.org/10.1007/S13595-020-00988-4>.
- Huffman, D. W. (2006). Production, losses, and germination of *Ceanothus fendreli* seed in an Arizona ponderosa pine forest. *Western North American Naturalist*, 66(3), 365–373. [https://doi.org/10.3398/1527-0904\(2006\)66](https://doi.org/10.3398/1527-0904(2006)66).
- INEGI. (2007). *Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1: 250 000 Serie II (Continuo Nacional)*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825236557>.
- Leyva-López, J. C., Velázquez-Martínez, A., & Ángeles-Pérez, G. (2010). Patrones de diversidad de la regeneración natural en rodales mezclados de pinos. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 16(2), 227–239. <https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2010.06.038>.
- Luna-Robles, E. O., Cantú-Silva, I., & Yáñez-Díaz, M. I. (2020). Efectos del manejo forestal en la composición y diversidad de la regeneración natural arbórea en bosques de la Sierra Madre Occidental. *Polibotánica*, 50, 19–30. <https://doi.org/10.18387/POLIBOTANICA.50.2>.
- Magurran, A. E. (2005). Species abundance distributions: Pattern or Process?. *Functional Ecology*, 19(1), 177–181. <https://www.jstor.org/stable/3599287>.
- Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174–R1177. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.07.049>.
- Manriques A, L. (2022). Biodiversidad de coníferas del estado de Nuevo León, México. *Revista de Prueba*, 4(8), 4–13. <https://ojs.biblio.uanl.mx/index.php/ojs/article/view/87>.
- Manzanilla-Quijada, G. E., Mata-Balderas, J. M., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, Ó. A., Alanís-Rodríguez, E., & Yerena, Y. J. I. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61), 94–123. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>.
- Margalef, R. (1973). Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36–71. <https://digital.csic.es/handle/10261/284346>.
- Martínez-Antúnez, P., Wehenkel, C., Hernández-Díaz, J. C., González-Elizondo, M., Corral-Rivas, J. J., & Pinedo-Álvarez, A. (2013). Effect of climate and physiography on the density of tree and shrub species in Northwest Mexico. *Polish Journal of Ecology*, 61(2), 283–295. <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20133392896>.
- McCain, C. M. (2005). Elevation gradients in diversity of small mammals. *Ecology*, 86(2), 366–372. <https://doi.org/10.1890/03-3147>.

- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J., & White, K. S. (2001). *Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability: contribution of Working Group II to the third assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Press. Cambridge, Ed.; Cambridge University).
- Medrano-Meraz, M. de J., Hernández, F. J., Corral-Rivas, S., & Nájera-Luna, J. A. (2017). Tree diversity at different altitude levels in the El Salto, Durango region. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8(40), 57–68. <https://acortar.link/CIZn5Y>.
- Méndez-Osorio, C., Mora-Donjuán, C. A., Rodríguez, E. A., Jiménez-Pérez, J., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., & Pequeño-Ledezma, M. A. (2018). Fitodiversidad y estructura de un bosque de pino-encino en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 35–53. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.236>.
- Mora-Donjuán, C. A., & Alanís-Rodríguez, E. (2016). Resiliencia de bosques de pino – encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 13(33), 01. <https://doi.org/10.18845/RFMK.V13I33.2571>.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, Vol. 1.* (CYTED (ed.); España). <http://entomologia.rediris.es/sea>.
- Quijada, G. E. M., Balderas, J. M. M., Garza, E. J. T., Calderón, Ó. A. A., Rodríguez, E. A., & Yamallel, J. I. Y. (2020). Diversity, structure and floristic composition of temperate forests of southern Nuevo León state. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 11(61). <https://doi.org/10.29298/rmcf.v11i61.703>.
- Sánchez-Gutiérrez, F., Valdez-Hernández, J. I., Hernández de la Rosa, P., Sánchez-Escudero, J., Sánchez, A. S., Castillejos-Cruz, C., & Brindis-Santos, A. I. (2021). Estructura y composición arbórea en un gradiente altitudinal del Área Natural Protegida Metzabok, Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*, 69(1), 12–22. <https://acortar.link/xrKdrw>.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SEMARNAT-CONANP). (2013). *Áreas de protección de flora y fauna Maderas del Carmen*. <https://acortar.link/KUQY3y>.
- Serrano, P. M. L., Nieva, D. J. V., Rivas, J. J. C., Reyes, J. B., & Antúnez, P. (2022). Diversidad e importancia ecológica de la vegetación arbórea en el Parque El Tecuán en Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 13(74), 34–53. <https://doi.org/10.29298/RMCF.V13I74.1273>.
- Silva-González, E., Aguirre-Calderón, O. A., Treviño-Garza, E. J., Alanís-Rodríguez, E., & Corral-Rivas, J. J. (2021). Effect of silvicultural treatments on forest diversity and structure in temperate forests under management in Durango, Mexico. *Madera y Bosques*, 27(2), e2722082. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2722082>.
- Steel, R. G. D., & Torrie, J. H. (1980). Principles and procedures of statistics, a biometrical approach (No. Ed. 2). In *Principles and procedures of statistics, a biometrical approach*. (Issue Ed. 2). McGraw-Hill Kogakusha, Ltd.
- Tapia, J., & Nívar, J. (2011). Ajuste de modelos de volumen y funciones de ahusamiento para *Pinus pseudostrobus* Lindl. en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental de Nuevo León. *Foresta Veracruzana*, 13(2), 19–28. <https://www.redalyc.org/pdf/497/49721457004.pdf>.

Waddell, E. H. Chapman, S. D., Hill, K. J., Hughes, M., Sailim, A. Z., Tangah, J., & Banin, F. L. (2020). Trait filtering during exotic plant invasion of tropical rainforest remnants along a disturbance gradient. *Functional Ecology*, 34(12), 2584-2597. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13679>.

Capítulo II. Producción de hojarasca y depósito potencial de micronutrientes de la hojarasca en bosque de pino, encino y pino-encino, en el noreste de México

RESUMEN

La hojarasca es la principal vía de entrada y retorno de nutrientes al suelo en los ecosistemas forestales, suministrando un sustento a largo plazo de los nutrientes en el ecosistema. Para lograr mantener la salud de estos ecosistemas, es de vital importancia conocer la deposición y nutrientes liberados que son aportados por la hojarasca. El objetivo del presente estudio fue determinar y comparar el retorno y liberación de micronutrientes provenientes de la producción de hojarasca en tres ecosistemas (pino, encino y pino-encino) en el ejido Pablillo, Galeana, Nuevo León. La colecta de hojarasca se realizó en un periodo de 16 meses (septiembre 2020 – diciembre 2021). Para determinar la producción, se establecieron colectores permanentes de 1.0 m x 1.0 m. El estudio se basó en colocar 10 colectores de manera aleatoria por ecosistema, mismos que fueron considerados como repeticiones. La producción ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) de hojarasca durante el periodo de estudio fue de 771.06, 478.05 y 706.55, para los ecosistemas de pino, encino y pino-encino, respectivamente. Se analizaron las concentraciones de cuatro microelementos (Cu, Mn, Fe y Zn); dichas concentraciones de elementos mostraron en general un orden descendente como $\text{Mn}>\text{Fe}>\text{Zn}>\text{Cu}$. El depósito de Mn en los tres ecosistemas fluctuó de 1.95 a 45.10 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Fe de 1.36 a 42.63 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Zn de 0.21 a 4.27 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ y el Cu de 0.04 a 1.39 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$. Las diferencias en la caída de hojarasca y de depósito de micronutrientes se atribuye a la estructura y composición de cada ecosistema forestal, fenología de las especies y a las condiciones ambientales.

Palabras clave: Hojarasca, retorno de micronutrientes, ecosistemas forestales.

ABSTRACT

The litterfall is the main input and return pathway of nutrients to the soil in forest ecosystems, providing a long-term nutrient support in the ecosystem. In order to maintain the health in forest ecosystems, it is of vital importance to know the deposition and release of nutrients provided by litterfall. In this context, the objective of the present study was to determine and compare the return and potential release of micronutrients from litterfall in three forest ecosystems (pine, oak, and pine-oak) in the ejido Pablillo, Galeana, Nuevo León. The litterfall sampling was conducted over a period of 16 months (September 2020 - December 2021). To determine the litterfall deposition, permanent canisters of 1.0 m x 1.0 m were randomly established. The study was based on placing 10 canisters randomly per forest ecosystem, which were considered as replicates. The litter production ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) during the study period was 771.06, 478.05 and 706.55, for the pine, oak and pine-oak ecosystems, respectively. The concentrations of four microelements (Cu, Mn, Fe and Zn) were analyzed; these element concentrations generally showed the following descending order as $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Mn deposition in the three ecosystems ranged from 1.95 to 45.10 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Fe from 1.36 to 42.63 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Zn from 0.21 to 4.27 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ and Cu from 0.04 to 1.39 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$. The differences in litterfall production and the deposition of micronutrients is related to structure and composition of each forest ecosystem, to the phenology of plant species and to the environmental conditions.

Keywords: Litterfall, return of micronutrients, forest ecosystems.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas forestales se encuentran sujetos a un estrés cada vez mayor debido a la sobreexplotación de sus recursos. Por ejemplo, en el periodo comprendido entre 2005 y 2010 las pérdidas de superficie forestal se estimaron en 150,000 hectáreas anuales en México (Zamora-Martínez, 2016). Este tipo de pérdidas alteran el funcionamiento y los servicios ecosistémicos, modificando el ciclo de los nutrientes, la fijación de carbono y la productividad primaria neta (Domec *et al.*, 2015; Singh *et al.*, 2021). La hojarasca es la principal fuente de suministro de nutrientes entre los sistemas suelo-planta, jugando un rol determinante en los ciclos biogeoquímicos y resultando fundamental para comprender el funcionamiento a largo plazo de los ecosistemas forestales (Nickmans *et al.*, 2019; Zhu *et al.*, 2022).

Así mismo, la hojarasca proyecta la dinámica del reciclaje de nutrientes en los ecosistemas y es indicativa del rendimiento ecológico, siendo de vital importancia en la formación del suelo y el mantenimiento de la fertilidad del mismo (Nunes y García, 2015). La degradación de la materia orgánica aportada por la hojarasca es la precursora y reguladora de los patrones de nutrientes, siendo la encargada del abastecimiento de energía en los ecosistemas forestales (Weltzin *et al.*, 2005).

Además, la hojarasca es la principal vía y enlace para el retorno al suelo de los minerales absorbidos por las raíces de las plantas, especialmente de los macronutrientes (Ca, Mg, K, N y P) y micronutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn) (González-Rodríguez *et al.*, 2013).

Binkley y Valentine (1991) señalan que existe una fuerte relación entre el ciclaje de nutrientes en los ecosistemas forestales y la manera en que son usados por las plantas. Sin embargo, el efecto que tiene cada especie sobre la dinámica de nutrientes está más ligado a las características del suelo y del nutriente que se trata (Binkley *et al.*, 1992; Dockersmith *et al.*, 1999).

La hojarasca no solo desempeña un rol esencial dentro del ciclo de los nutrientes, sino que a su vez proporciona al suelo una capa orgánica que lo protege de los cambios extremos de temperatura y humedad, es fuente de alimento y soporte de múltiples comunidades microbianas, mejora las propiedades físicas y químicas, y ayuda en la infiltración del agua evitando la erosión (Wang *et al.*, 2008). Conjuntamente, diversos estudios han evidenciado que la actividad microbiana del suelo juega un papel fundamental en la tasa de reciclaje de nutrientes minerales entre las plantas y el suelo (Celaya-Michel y Castellanos-Villegas, 2011).

Adicionalmente, la producción y velocidad en que los residuos orgánicos se descomponen determinan la cantidad de hojarasca depositada sobre el suelo, siendo las hojas la fracción

mayoritaria de este material. Por tanto, los estudios para lograr entender el depósito, liberación y el ciclo de nutrientes que acompañan a la hojarasca son de gran importancia (Zhu *et al.*, 2022). Una mayor comprensión de este tema conducirá al reconocimiento de la importancia del suelo como recurso vital para los ecosistemas forestales, promoviendo así una buena gestión forestal, protegiendo y mejorando los servicios ambientales, permitiendo obtener beneficios económicos a través de aprovechamiento directo o mediante el pago de servicios ambientales. Por lo anterior, el objetivo del presente estudio pretende contribuir al conocimiento sobre la producción de hojarasca y retorno de micronutrientes en tres ecosistemas forestales: pino, encino y pino-encino

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. El área de estudio

Se estudiaron tres ecosistemas forestales: Bosques de Pino, Encino y Pino-Encino, los cuales se localizan en el ejido Pablillo, municipio de Galeana, en el estado de Nuevo León, dentro de la provincia fisiográfica “Sierra Madre Oriental”, subprovincia fisiográfica clave 100-0/04 “Sierras Plegada” (Figuras 6 y 7 a, b, y c). La ubicación geográfica del ecosistema de Pino es 24° 34' 44.34" N; 99°58'30.12" W; a una altura de 2267 msnm. En tanto, la ubicación del ecosistema de Encino es 24° 34' 28.32" N; 99° 58' 33.180" W; a una altura de 2313 msnm. Mientras que, el ecosistema de Pino- Encino, se ubica en las coordenadas geográficas 24° 35' 27.66" N; 99° 58' 34.50" W; a una altura de 2160 msnm. Predomina el clima templado, subhúmedo (García, 1988; INEGI, 2001).

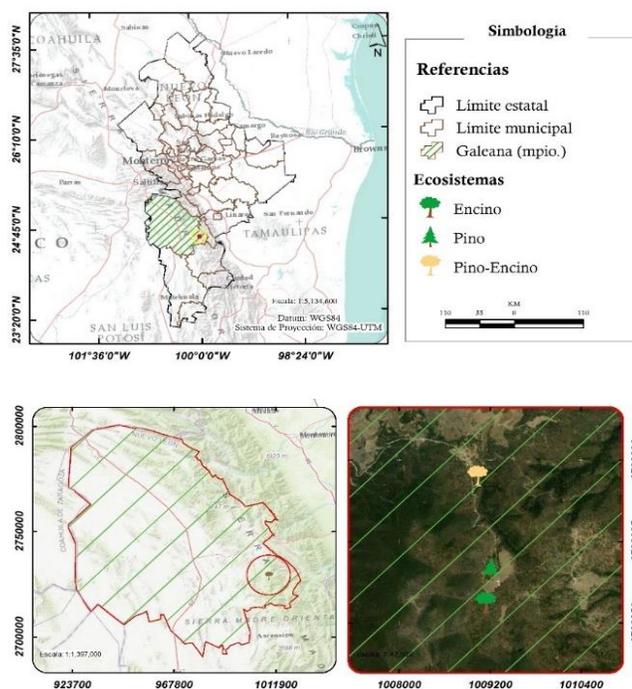


Figura 6. Localización de los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino en el área de estudio.



Figura 7. Ecosistemas forestales bajo estudio. a) bosque de Pino; b) bosque de Encino y c) bosque de Pino-Encino.

2.2. Producción de hojarasca

Con el objetivo de conocer la producción de hojarasca, se colocaron 10 colectores de hojarasca de 1 m² que fueron considerados como repeticiones, dentro de una parcela experimental de 2,500 m² por ecosistema forestal. A dichos colectores se les colocó una malla de plástico de 1.0 mm de abertura para evitar la acumulación de agua de lluvia. Estos colectores fueron colocados a 50 cm sobre el suelo. El estudio se basó en la colocación de 10 repeticiones (colectores) de manera aleatoria por parcela. La colecta del material depositado se realizó en intervalos de 15 días entre septiembre de 2020 a diciembre de 2021 (16 meses). La clasificación para cada colecta consistió en el número de colector, sitio y fecha en que se realizó la colecta de la hojarasca.

2.3. Preparación de las muestras

El material depositado fue colocado en bolsas de papel y se transportó al Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la U.A.N.L. Con la finalidad de conocer la producción total de hojarasca, las muestras fueron secadas a 70 °C por un periodo de 72 h, hasta obtener un peso constante. Transcurrido el periodo de las 72 h, se realizó el pesaje para obtener el peso seco (g). Una vez conseguido el peso seco, se obtuvo la producción total de hojarasca durante el tiempo considerado (g·m⁻²), mediante la sumatoria de los pesos obtenidos en los distintos muestreos, empleando una balanza digital marca Sartorius, modelo Laboratory LC 620 S) con resolución de 0.001 g.

2.4. Análisis químico de las muestras

El análisis químico de las diversas muestras obtenidas durante el periodo experimental se realizó mediante las técnicas analíticas descritas en la AOAC (1997). Realizándose diez repeticiones correspondientes al periodo experimental. Para ello, las muestras fueron procesadas en un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus) Modelo 3383, con una malla del número 60 (1 mm x 1 mm). Las muestras resultantes se depositaron en frascos etiquetados. Mediante las técnicas analíticas descritas en la AOAC (1997), se realizó el análisis de la materia orgánica

(MO), materia seca (MS) y cenizas. Para la determinación de los micronutrientes se emplearán las técnicas analíticas de digestión descritas en la AOAC (1997). La concentración de Cu, Fe, Mn y Zn se realizó a través de espectrofotometría de absorción atómica usando un espectrofotómetro marca Perkin Elmer, modelo PINAACLE 900F (AOAC, 1997). Todos los procesos para la determinación de los nutrientes se llevarán a cabo en el Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la U.A.N.L.

2.5. Análisis estadístico

Los datos de producción de hojarasca y nutrientes se sometieron a un análisis de varianza basado en un diseño completamente al azar (Steel y Torrie 1980). Los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad de los datos se probaron mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk y Levene (Brown y Forsythe, 1974; Steel y Torrie, 1980) demostrando que los datos de hojarasca y los de micronutrientes no presentaron una distribución normal ni homogeneidad de varianzas; por tanto, se empleó la prueba de Kruskal-Wallis (Ott, 1993) para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas durante los diversos meses de muestreo. Todos los análisis correspondientes se realizaron mediante el paquete estadístico SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) (versión estándar 13.0 para Windows, SPSS Inc., Chicago, Illinois, EE. UU.).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Producción de hojarasca

El depósito de hojarasca es una parte importante en la determinación de la cantidad de nutrientes aportados al suelo. La hojarasca se ha convertido en un parámetro determinante para el seguimiento del cambio climático global (Hansen *et al.*, 2009). Casi un 80% de la producción primaria neta es devuelta al ecosistema en forma de hojarasca (Kassnacht y Gower, 1997). Por tanto, la cantidad de hojarasca es importante para mantener los ciclos biogeoquímicos activos y mantener la salud de los ecosistemas (Hansen *et al.*, 2009). Sin embargo, cuantificar la hojarasca es un reto debido a que cada ecosistema varía significativamente en su producción. Estudios anteriores en ecosistemas forestales han mostrado que la hojarasca puede llegar a representar entre el 65 y 80% de la producción primaria neta en los ecosistemas forestales de todo el mundo (Zhang *et al.*, 2014; Zhu *et al.*, 2022).

En el presente estudio, la caída de la hojarasca fue significativamente diferente entre sitios en la mayoría de los meses salvo marzo, junio y diciembre ($p > 0.05$) (Figura 8). La cantidad de caída de hojarasca para el ecosistema de pino fluctuó de 18.43 (Jun-21) a 134.29 (May-21) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$. En el ecosistema de encino fluctuó de 5.08 (Oct-20) a 80.64 (Mar-21) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ y en el ecosistema de

pino-encino, fue de 11.16 (Ago-21) a 198.77 (May-21) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$. Estas variaciones en el aporte de hojarasca son esperables, ya que hay variaciones en las condiciones ambientales de cada sitio (Pezzato *et al.*, 2006; Pimenta *et al.*, 2011). En general, el ecosistema de encino presentó una menor ganancia en el aporte de hojarasca total respecto a los ecosistemas de pino y pino-encino.

González *et al.* (2018) al estudiar la dinámica en la caída de hojarasca en tres ecosistemas, incluido bosque de pino-encino, observaron que en esta comunidad el mayor depósito se presentó entre los meses de febrero y abril, fluctuando entre 28.1 y 71.3 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente. En otro estudio realizado en un fragmento de bosque Atlántico, en Brasil, en un periodo de dos años, Gomes *et al.* (2022), reportaron fluctuaciones entre 8.80 y 44.0 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$, estimaciones que se encuentran por debajo de las reportadas en el presente estudio. Estas diferencias pueden ser atribuidas a las diversas especies que predominan en los sitios como lo asegura Prause *et al.* (2003), quienes mencionan que las fluctuaciones en la producción de hojarasca son reguladas por el tipo de especies presentes en el sitio, así como por factores biológicos y climáticos. También se han observado diferencias similares en estudios realizados sobre la caída de hojarasca en ecosistemas forestales donde predomina *Pinus sylvestris*, donde el depósito de hojarasca fluctúa entre 3.22 a 34.02 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ (Starr *et al.*, 2005; Ukanmaanaho *et al.*, 2008). Starr *et al.* (2005), ratifica que las diferencias en la cantidad de hojarasca depositada son atribuidas a la estructura del rodal y diversidad de especies, así como las condiciones ambientales. En otros estudios realizados también en el noreste de México, en ecosistemas pertenecientes al Matorral Espinoso Tamaulipeco y bosque de pino-encino, Cantú-Silva *et al.* (2013) reportan cantidades de hojarasca diferentes para cuatro sitios: Bosque Escuela con 362.9 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$; Crucitas con 58.8 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$; Campus con 23.49 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$; y Cascajoso con 21.83 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$. Mientras que López- Hernández *et al.* (2013), al analizar la caída de hojarasca en tres sitios bajo el mismo ecosistema reportan que el depósito de hojarasca fluctuó de 321.5 a 462.9 $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$.

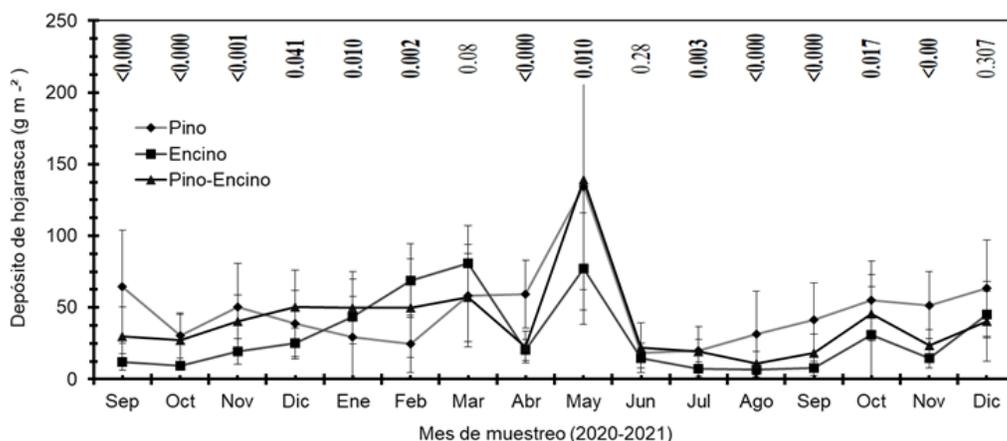


Figura 8. Producción mensual (media \pm error estándar, n=10) de hojarasca para los ecosistemas de estudio. El valor de significancia de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre ecosistemas se muestra en cada mes de muestreo dentro de la gráfica ($P < 0.05$). Pino (●), Encino 2 (■), Pino-Encino (▲).

3.2. Depósito de micronutrientes

En la Figura 9a, b, c, d se observa el comportamiento del depósito mensual de microminerales. Durante el mes de mayo todos los minerales mostraron un aumento considerable con respecto a los demás meses, siendo estadísticamente diferentes entre los ecosistemas estudiados. En general, todos los microminerales siguen una tendencia fuertemente relacionada con el depósito de hojarasca para el mes de mayo (Figura 8, donde es apreciable que en dicho mes se presentó el mayor depósito de hojarasca en todos los ecosistemas. El mayor depósito de microminerales se presentó en el ecosistema de encino (34.7%). El orden de depósito de micronutrientes en los tres ecosistemas en un orden descendente fue $Mn > Fe > Zn > Cu$. En algunos estudios, como el realizado por Çakır y Akburak (2017), en rodales puros y mixtos de encino (*Quercus petraea*) y haya (*Fagus orientalis* Lipsky) se reporta un depósito de microminerales similar. González-Rodríguez *et al.* (2013), Domínguez-Gómez *et al.* (2014) y López-Hernández *et al.* (2015), al estudiar el depósito de hojarasca y liberación de nutrientes en el Noreste de México reportan valores de depósito similares de micronutrientes.

El depósito de Cu ($mg \cdot m^{-2}$; Figura 9a) en el ecosistema de pino fluctuó entre 0.4 (noviembre-20) y 0.38 (mayo-21); en el ecosistema de encino, entre 0.4 (octubre-20) y 0.37 (mayo-21); en el ecosistema de pino-encino, entre 0.05 (septiembre-21) y 1.39 (mayo-21). El depósito de Fe vía hojarasca ($mg \cdot m^{-2}$; Figura 9b) en el ecosistema de pino varió de 2.78 (junio-21) a 27.99 (mayo-21); en el ecosistema de encino, de 1.36 (octubre-20) a 14.09 (mayo-21); en el ecosistema de pino-encino, entre 1.70 (agosto-21) y 42.62 (mayo-21). El depósito de Zn ($mg \cdot m^{-2}$; Figura 9c) en el ecosistema de pino varió de 0.68 (junio-21) a 4.27 (mayo-21); en el ecosistema de encino de 0.21 (agosto-21) a 2.39 (mayo-21); en el ecosistema de pino-encino de 0.25 (agosto-21) a 3.94 (mayo-21). El depósito de Mn ($mg \cdot m^{-2}$; Figura 9d) en el ecosistema de pino, fluctuó entre 2.75 (junio-21) y 18.73 (mayo-21); en el ecosistema de encino, entre 3.80 (agosto-21) y 43.05 (mayo-21); en el ecosistema de pino-encino, entre 1.95 (agosto-21) y 45.10 (mayo-21).

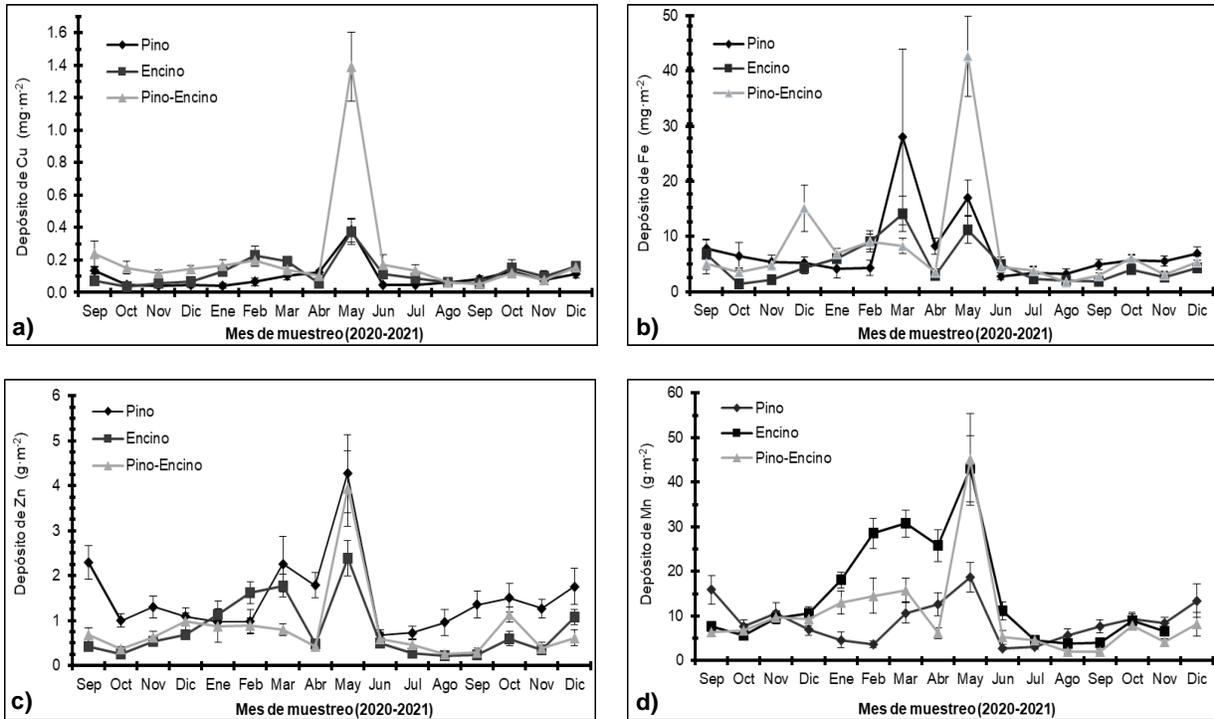


Figura 9. Deposición mensual de microminerales (Cu, Fe, Zn y Mg). Cada valor gráfico representa el valor medio (n=10) \pm error estándar.

El depósito potencial de micronutrientes en la hojarasca fue significativamente diferente entre los ecosistemas a lo largo del periodo experimental (Cuadro 4 y Cuadro 5). En general, durante la primavera, se presentó el mayor depósito de micronutrientes, siendo el ecosistema de encino el que mostró el mayor depósito de nutrientes y la menor cantidad de hojarasca producida. López-Hernández *et al.* (2013, 2015) y González-Rodríguez *et al.* (2013) al analizar el depósito de hojarasca y liberación de nutriente en ecosistema de Matorral Espinoso Tamaulipeco observaron que, a mayor caída de hojarasca, los depósitos de nutrientes aumentan. En general, las diferencias estadísticas encontradas por ecosistema de estudio están asociadas a la composición de la estructura vegetal y a las condiciones ambientales.

Cuadro 4. Producción total de hojarasca y depósito de microminerales durante el periodo de estudio.

Variable	Ecosistema forestal		
	Pino	Encino	Pino-Encino
Hojarasca (g·m ⁻²)	771.06	478.05	706.55
Microminerales (mg·m ⁻²)			
Cu	1.55	1.95	3.43
Fe	119.26	80.34	126.57
Zn	24.19	12.52	13.35
Mn	141.39	218.61	160.79
Total (mg·m⁻²)	286.40	313.42	304.14

Cuadro 5. Resumen de las pruebas de Kruskal-Wallis para detectar diferencias entre los ecosistemas para los micronutrientes. Los valores de P en negrita (P<.05) indican diferencias significativas entre ecosistemas para la deposición de micronutrientes en los tres ecosistemas de estudio.

Mes	Estadístico	Micronutriente			
		Mn	Cu	Fe	Zn
Septiembre-2020	χ^2	8.689	5.035	4.932	18.583
	Valor p	0.013	0.081	0.085	<0.001
Octubre	χ^2	0.497	14.039	12.422	14.356
	Valor p	0.780	0.001	0.002	0.001
Noviembre	χ^2	0.124	13.272	7.992	7.566
	Valor p	0.940	0.001	0.018	0.023
Diciembre	χ^2	3.724	13.133	9.610	2.516
	Valor p	0.155	0.001	0.008	0.284
Enero-2021	χ^2	14.152	14.062	9.262	9.463
	Valor p	0.001	0.001	0.010	0.009
Febrero	χ^2	20.828	11.585	7.992	5.855
	Valor p	<0.001	0.003	0.018	0.054
Marzo	χ^2	14.945	6.015	3.920	13.025
	Valor p	0.001	0.049	0.141	0.001
Abril	χ^2	16.818	8.240	14.170	17.861
	Valor p	<0.001	0.016	0.001	<0.001
Mayo	χ^2	7.138	9.947	9.049	4.151
	Valor p	0.028	0.007	0.011	0.126
Junio	χ^2	11.760	9.742	2.859	1.517
	Valor p	0.003	0.008	0.239	0.468
Julio	χ^2	3.254	6.418	4.328	8.926
	Valor p	0.196	0.040	0.115	0.012
Agosto	χ^2	6.328	0.049	4.648	16.080
	Valor p	0.042	0.976	0.098	<0.001
Septiembre	χ^2	10.501	1.752	10.175	15.012
	Valor p	0.005	0.416	0.006	0.001
Octubre	χ^2	0.333	0.343	4.121	7.226
	Valor p	0.847	0.842	0.127	0.027
Noviembre	χ^2	6.225	0.472	6.784	13.721
	Valor p	0.045	0.790	0.034	0.001
Diciembre	χ^2	8.805	5.468	2.729	10.911
	Valor p	0.012	0.065	0.256	0.004

4. CONCLUSIONES

Este estudio tuvo como objetivo colaborar con el entendimiento sobre el papel que juega la hojarasca y el retorno de nutrientes al suelo, bajo tres diferentes ecosistemas forestales: bosque de pino, encino y pino-encino. La caída y el depósito de la hojarasca, presentó variaciones entre ecosistemas en los diferentes meses de estudio, asociado principalmente a la composición de especies y su distribución. El ecosistema de pino presentó la mayor caída de hojarasca, seguido del ecosistema de pino-encino y encino. Mientras que los resultados del contenido de micronutrientes mostraron una variación espacial y temporal entre ecosistemas. Además, los resultados obtenidos en esta investigación ratifican la importancia de la liberación de microelementos a través del depósito de hojarasca, como un medio para mantener la productividad primaria de los ecosistemas forestales. Sin embargo, es necesario la realización de futuros estudios relacionados con la disposición de nutrientes para conocer la contribución de la hojarasca y todos sus componentes en la dinámica de los ciclos biogeoquímicos en los bosques forestales.

5. LITERATURA CITADA

- AOAC. (1997). Official Methods of Analysis (16 ed.). Association of Official Analytical Chemists, Washington, DC.
- Binkley, D., & Valentine, D. (1991). Fifty-year biogeochemical effects of green ash, white pine, and Norway spruce in a replicated experiment. *Forest Ecology and Management*, 40, 13-25. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(91\)90088-D](https://doi.org/10.1016/0378-1127(91)90088-D).
- Binkley, D., Sollins, P., Bell, R. Sachs, D., & Marold. D. (1992). Biogeochemistry of adjacent conifer and alder-conifer stands. *Ecology*, 73, 2022-2033. <https://doi.org/10.2307/1941452>.
- Brown, M. B., & Forsythe, A.B. (1974). Robust tests for the equality of variances. *Journal of the American Statistical Association*, 69(346), 364- 367. <https://doi.org/10.2307/2285659>.
- Cantú Silva, I., Sánchez Castillo, L. R. M., González Rodríguez, H., Kubota, T., Gómez-Meza, M. V., & Domínguez-Gómez, T. G. (2013). Retorno potencial de nutrientes por componentes secundarios de la hojarasca en comunidades vegetales de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 138-155.
- Celaya-Michel, H., & Castellano-Villegas, A. E. 2011. Mineralización de nitrógeno en el suelo de zonas áridas y semiáridas. *Terra Latinoamericana*, 29(3), 343-356.
- Çakır, M., & Akburak, S. (2017). Litterfall and nutrients return to soil in pure and mixed stands of oak and beech. *Journal of the Faculty of Forestry Istanbul University*, 67(2), 185-200. <https://doi.org/10.17099/jffiu.301602>.
- Domec, J. C., King, J. S. E., Ward, A. C., Oishi, S., Palmroth, A., Radecki, D. M., Bell, G., Maio, M. Gavazzi, D. M., Johnson, S. G., McNulty, G., Sun., & Noormets, A (2015). Conversion of natural forests to managed forest plantations decreases tree resistance to prolonged droughts. *Forest Ecology and Management*, 355, 58–71. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.012>.
- Døckersmith, I. C., Giardina, C. P., & Sanford, R. L. (1999). Persistence of tree related patterns in soil nutrients following slash-and-burn disturbance in the tropics. *Plant and Soil*, 209, 137-156. <https://www.jstor.org/stable/42949579>.
- Domínguez-Gómez, T. G., Ramírez-Lozano, R. G., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I. Gómez-Meza, M. V. & Alvarado M. S. (2014). Mineral content in four browse species from northeastern Mexico. *Pakistan Journal of Botany*, 46(4), 1421-1429.
- García, M.E. (1988). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. UNAM., México, D.F. Instituto de Geografía.
- Gomes, J. D., Winckler-Caldeira, M. V., Momolli, D. R., Delarmelin, W. M., Dias, H. M., Paula, R. R., & Bighi, K. N. (2022). Accumulated litter, nutrient stock and decomposition in an Atlantic Forest fragment. *Ambiente y Agua*, 17(2), 1-16. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2787>.
- González-Rodríguez, H., Ramírez L. R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Cotera-Correa, M., Carrillo-Parra, A., & Marroquín-Castillo, J. J. (2013). Litterfall production and nutrient returns through leaves in a microphyllous desert scrubland, northeastern Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*, 19, 249-262. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.08.048>.
- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Estrada-Castillón, E., & Arévalo, R. J. (2018). Deposition of litter and nutrients in leaves and twigs in different plant communities of northeastern Mexico. *Journal of Forestry Research*, 29(5), 1307-1314. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0553-x>.

- Hansen, K., Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Gundersen, P., Sevel, L., Bastrup-Birk, A., Pedersen, L. B., & Bille H. J. (2009). Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. *Forest Ecology and Management*, 257(10), 2133-2144. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.021>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). Diccionario de datos edafológicos (Alfanumérico). México. 33 p. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). Diccionario de datos geológicos escalas 1: 250,000 (Alfanumérico). México. 48 p.
- Kassnacht, K., & Gower, S. T. (1997). Interrelationships among the edaphic and stand characteristics, leaf area index, and aboveground net primary production of upland forest ecosystems in north central Wisconsin. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(7), 1058-1067. <https://doi.org/10.1139/x97-058>.
- 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. (2013). Producción de hojarasca y retorno potencial de nutrientes en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica*, 35, 41-64.
- López-Hernández, J. M., González-Rodríguez. H., Ramírez-Lozano, R. G., del Valle-Aragón, J. I., Cantú-Silva, S. I., Pando-Moreno, M., Estrada-Castillón, A. E., & Gómez-Meza, M. V. (2015). Producción de hojarasca y depósito potencial de nutrientes de las hojas en el Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 6(30), 74-89.
- Nickmans, H., Jonard, M., Verheyen, K., & Ponette, Q. (2019). Modelling leaf dispersal and nutrient return in tree species mixtures. *Forest Ecology and Management*, 436, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.001>.
- Nunes, F. P., & Garcia, Q. S. (2015). Adequacy assessment of mathematical models in the dynamics of litter decomposition in a tropical forest Mosaic Atlantic, in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 75(2), 268-272. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08413>.
- Ott, L. (1993). An introduction to statistical methods and data analysis. Duxbury Press. Boston, MA USA. 775 p.
- Pezzatto, A., & Wisnieski, C. (2006). Produção de serapilheira em diferentes seres sucessionais da floresta estacional semidecidual no oeste do Parana. *Floresta*, 36, 111–120. <https://doi.org/10.5380/ufv.v36i1.5596>.
- Pimenta, J., Rossi, L., Torezan J. A., Cavalheiro, J., & Bianchini, E. (2011). Produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes de um reflorestamento e de uma floresta estacional semidecidual no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 25, 53–57. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100008>.
- Prause, J., de Caram, G. A., & Angeloni, P. N. (2003). Variación mensual en el aporte de hojas de cuatro especies forestales nativas del Parque Chaqueño Húmedo (Argentina). *Quebracho-Revista de Ciencias Forestales*, 10, 39-45.
- Singh, A. K., Liu, W., Zkari, S., Wu., J., Yang, B., Jiang, X., Zhu, X., Zhu, X. Zhang, W., Chen, C., Singh, R., & Nath, J. (2021). A global review of rubber plantations: impacts on ecosystem functions, mitigations, future directions, and policies for sustainable cultivation. *Science of The Total Environment*, 796, 148948. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148948>.
- Starr, M., Saarsalmi, A., Hokkanen, T., Merilä, P. H., & Helmisaari, S. (2005). Models of litterfall production for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Finland using stand, site and climate factors. *Forest Ecology and Management*, 205, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.047>.

- Statistical Package for the Social Sciences (SPSS). (2016). SPSS Statistics. Standard released (Version 13). For Windows. SPSS Inc. Chicago, IL, USA. n/p.
- Steel, R. G. D., & Torrie, J. H. (1980). Principles and procedures of statistics: A biometrical approach. (2 ed). New York, USA: McGraw- Hill Book Company.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.026>.
- Ukonmaanaho, L., Merilä, P., Nöjd, P. T., & Nieminen, M. (2008). Litterfall production and nutrient return to the forest floor in Scots pine and Norway spruce stands in Finland. *Boreal Environment Research*, 13(Suppl. B), 67-91.
- Weltzin, J. F., Keller, J. K., Bridgham, S. D., Pastor, J., Allen, P. B., & Chen, J. (2005). Litter controls plant community composition in a northern fen. *Oikos*, 110(3), 537-546.
- Zamora-Martínez, M. C. (2016). Superficie Forestal actual. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(35), 4-5.
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & Liu, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*, 20, 240–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>.
- Zhu, X., Jiang, Z., Kumar, S.A., Zeng, H., Chen, C., Lu, E., & Liu, W. (2022). Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators*, 138, 108819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108819>.

Capítulo III. Aporte de nutrientes por caída de hojarasca en ecosistemas forestales

RESUMEN

En los ecosistemas forestales, la hojarasca desempeña un papel fundamental en la transferencia de nutrientes entre el sistema suelo-planta. Por lo cual, el objetivo del presente estudio fue analizar la caída de la hojarasca, el depósito y uso eficiente de macronutrientes en tres ecosistemas forestales (Pino, Encino y Pino-Encino) en Galena, Nuevo León ubicado en el noreste de México, bajo la hipótesis que cada comunidad vegetal presenta patrones diferentes debido a su estructura y diversidad. En cada ecosistema se establecieron diez colectores (repeticiones) de 1 m² distribuidos al azar en parcelas de 2,500 m² (50 m x 50 m). La colecta del material depositado por colector se realizó en intervalos quincenales para poder obtener la representación mensual de la caída de hojarasca durante un período de 16 meses. Se realizaron análisis de concentración de nutrientes en la hojarasca y de las propiedades fisicoquímicas del suelo. El depósito de hojarasca fue mayor en el ecosistema de Pino (579.74 g m⁻² año⁻¹), seguido de Pino-Encino (486.40 g m⁻² año⁻¹) y Encino (362.49 g m⁻² año⁻¹). El orden del depósito de macronutrientes fue Ca > K > Mg > P, la mayor concentración de nutrientes se presentó en el ecosistema de Pino-Encino y menor en el ecosistema de Pino. Respecto al uso eficiente, Mg y P mostraron ser los elementos menos disponibles en los tres ecosistemas ya que los valores fueron muy altos con respecto al Ca y K. Los resultados del mayor depósito de nutrientes no estuvieron ligados a la cantidad de hojarasca depositada, lo que evidencia que existen variaciones espaciales y temporales en la producción de hojarasca y depósito de nutrientes. Por lo tanto, la producción de hojarasca, el depósito de nutrientes y su uso eficiente dependen de la diversidad vegetal y composición química de la hojarasca de cada ecosistema, así como del clima y la fenología de las especies.

Palabras clave: Diversidad, estructura, ecosistemas forestales, fisicoquímicas.

SUMMARY

In forest ecosystems, litterfall plays a fundamental role in nutrient transfer within the plant-soil system. The objective of the present study was to evaluate litterfall deposition, nutrient input and efficient use of the macronutrients in three forest ecosystems (Pine, Oak and Pine-Oak) in Galeana, Nuevo León, located in northeastern México, under the hypothesis that each plan community exhibits distinct patterns due to its structure and diversity. Ten litterfall traps of 1 m² were randomly placed in a 2,500 m² plot (50 m x 50 m) in each forest ecosystem. The collections of deposited material were conducted biweekly to obtain a monthly representation of litterfall over a 16-month period. Litterfall was highest in the Pine ecosystem (579.74 g m⁻² year⁻¹), followed by Pino-Oak (486.40 g m⁻² year⁻¹) y Oak (362.49 g m⁻² year⁻¹) ecosystems. The order nutrient deposition was Ca > K > Mg > P, with the highest nutrient concentration found in the Pine-Oak ecosystem and the lowest in the Pine ecosystem. Regarding nutrient efficient use, Mg and P were identified as limiting elements in all three ecosystems, while Ca and K showed the highest concentrations in the litterfall. The results of the highest nutrition deposition were not related to the amount of leaf litterfall, evidencing spatial and temporal variation in leaf litter production and nutrient deposition. Therefore, the litterfall, nutrient production and their use efficiency depend on the plan diversity and chemical composition of litterfall in each ecosystem, as well as in climate and species phenology.

Index words: Diversity, structure, forest ecosystems, physicochemical.

1. INTRODUCCIÓN

La hojarasca representa la principal vía biológica de transferencia de nutrientes entre el sistema suelo-planta en los ecosistemas forestales. La capa de hojarasca, formada por la caída y depósito de restos orgánicos procedentes del dosel de los árboles es consumida por la fauna edáfica, conformando una de las principales fuentes de energía y materia para las diferentes comunidades de organismos del suelo conectados por interacciones muy complejas (Bargali *et al.*, 2015). La relación entre la fauna edáfica y la hojarasca participa en el ciclo de los nutrientes conservando la fertilidad del suelo en los bosques, dando como resultado un adecuado funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos (Karki *et al.*, 2021).

Sin embargo, la producción de hojarasca es diversa aun tratándose de ecosistemas muy similares. El depósito de los diversos componentes orgánicos suele presentar una variación permanente logrando ser espacialmente heterogénea. Las diferencias en la dinámica del depósito de hojarasca pueden ser explicados en parte por la variación en la diversidad, cantidad total y sus pautas relacionadas con los patrones estacionales de la caída en combinación con la variación estacional de la actividad biológica (Sari *et al.*, 2022). La acumulación de hojarasca en el suelo, como resultado de las actividades de los procesos primarios en los bosques, como la fotosíntesis y la descomposición, se considera una etapa crucial en la dinámica de los nutrientes a través del depósito de los compuestos orgánicos y la eficiencia de su desintegración. Ambos procesos permiten ayudar a entender qué tan bien los ecosistemas forestales pueden aportar nutrientes al suelo, lo que permite ver cómo aprovechan estos nutrientes para el desarrollo y crecimiento saludable de la vegetación (Barliza *et al.*, 2018).

En las características fisicoquímicas del suelo, se encuentran propiedades como la textura, que define el tamaño y distribución de las partículas minerales; la estructura, que se refiere a la disposición y estabilidad de los agregados del suelo; el contenido de materia orgánica, que influye en la fertilidad y la capacidad de retención de humedad; el pH, que afecta la disponibilidad de nutrientes y la actividad biológica; la capacidad de intercambio catiónico, que determina la capacidad del suelo para retener y liberar nutrientes; y la salinidad, que puede influir en el desarrollo de las plantas (Brady & Weil, 2017). Estas características son determinantes para el ciclo de los nutrientes, la retención y disponibilidad de agua, el soporte a la actividad microbiana y la capacidad para sostener la vegetación, lo cual contribuye directamente a la estabilidad y/o productividad del ecosistema (Reicosky, 2018).

Por tanto, es fundamental conocer las características fisicoquímicas para determinar la calidad del suelo mediante la evaluación de sus propiedades y procesos biológicos, así como su relación

con el funcionamiento adecuado del suelo como componente de un ecosistema saludable. Esto contribuye al desarrollo de la productividad biológica, al mantenimiento de la calidad ambiental y al fomento de la productividad vegetal y animal (Bai *et al.*, 2018; Bünemann *et al.*, 2018). Además, comprender la dinámica de los nutrientes y su relación con el depósito de hojarasca, en el sistema suelo-planta conducirá a reconocer la importancia que tiene el suelo como un recurso vital para los ecosistemas forestales, fomentando la correcta gestión de este sistema, propiciando la protección y mejorando los servicios ambientales (Ramos-Hernández *et al.*, 2023). Por esta razón, en la presente investigación se analizó la caída de la hojarasca, el depósito de nutrientes y el uso eficiente de macronutrientes en tres ecosistemas forestales, bajo la hipótesis de que cada comunidad vegetal presenta patrones diferentes. Estos patrones pueden estar relacionados con factores como la composición florística de cada ecosistema, las características del suelo, las condiciones climáticas locales y los ciclos biológicos de las especies.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La investigación se desarrolló en el noreste de México, en el Ejido Pablillo, situado en el municipio de Galeana, Nuevo León (Figura 10). Se estudiaron ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino en un clima árido-templado (BSok(x')), caracterizado por ser un clima seco de tipo estepario, con lluvias que superan el 18% anual entre verano y el invierno, y con una temperatura media de alrededor de 20 °C, con variaciones que superan los 30 °C (García, 2004). El suelo dominante es de tipo Leptosol, según la Serie III del "Conjunto Nacional de Información Edafológica, escala 1: 250,000" de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2013). La estructura vegetal predominante en la zona se compone de rodales mixtos de diversas especies de los géneros *Pinus* y *Quercus*, entre los que destaca *Pinus pseudostrobus* por su amplia distribución (Tapia y Návar, 2011), que abarcan aproximadamente el 12% de la superficie forestal de estado (González-Elizondo *et al.*, 2012).

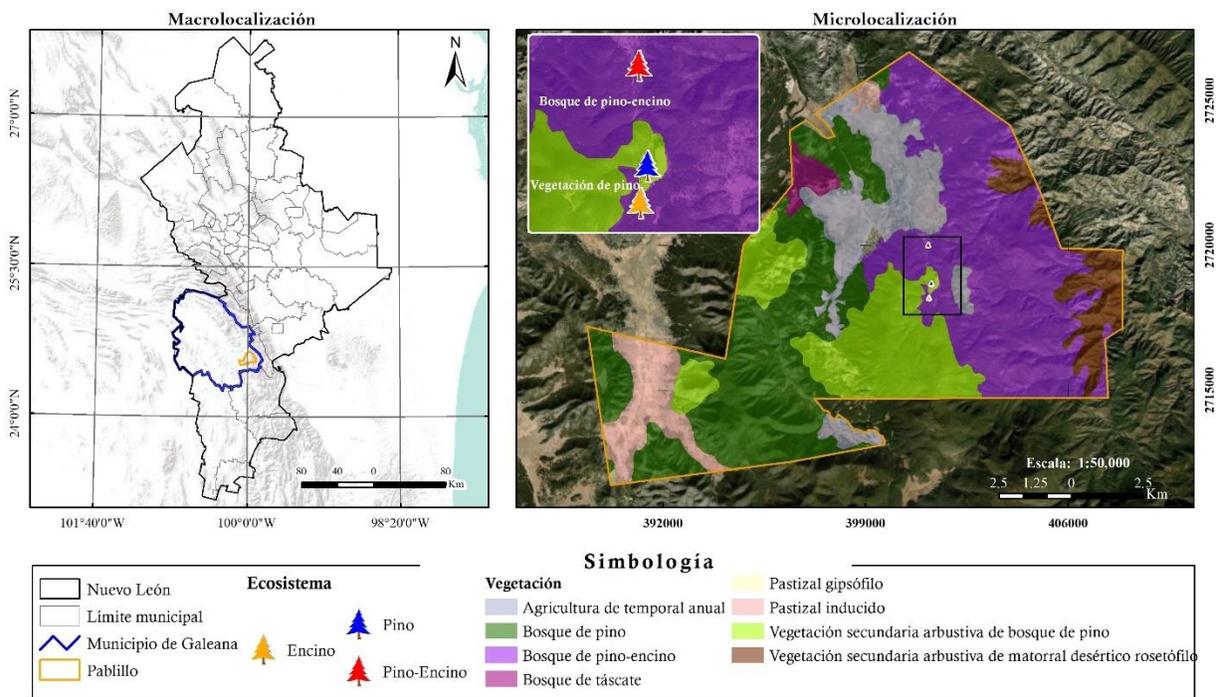


Figura 10. Áreas de estudio de los ecosistemas forestales en el “Ejido Pablillo”, municipio de Galeana, Nuevo León.

2.2. Colecta y preparación de muestras de hojarasca

Con el fin de cuantificar la producción de hojarasca, se situaron diez colectores distribuidos al azar dentro de parcelas experimentales previamente delimitadas de 2,500 m² en cada ecosistema. Esta superficie se considera adecuada de acuerdo con López-Hernández *et al.* (2022) y González-Rodríguez *et al.* (2019), quienes determinaron que dicha área permite una representación confiable, garantizando la extrapolación de los datos a ecosistemas con condiciones similares. La elección de los sitios obedeció a diversos factores, entre los cuales destaca la presencia de especies típicas de los ecosistemas forestales de la región. Por tanto, se establecieron parcelas donde se levantaron datos dasométricos logrando identificar especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* que exhibieron valores altos de importancia ecológica (Ramos-Hernández *et al.*, 2024). En el Cuadro 6 se muestran las coordenadas centrales referentes a la localización y la elevación de cada ecosistema, mientras que en el Cuadro 7 se describen las especies forestales más relevantes encontradas. La colecta del material depositado fue a intervalos quincenales con el fin de tener una estimación mensual de la cantidad de material durante 16 meses (septiembre de 2020 a diciembre de 2021). Los colectores fueron de 1.0 m², con marco biselado, hecho de madera y se colocaron a 50 cm sobre el suelo. El material colectado fue trasladado al Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad

Autónoma de Nuevo León en bolsas de papel con los datos de procedencia, para su posterior secado empleando una estufa de aire forzado marca Felisa®, Modelo FE-292AD, durante 72 horas a una temperatura de 70 °C (González-Rodríguez et al., 2019). Posteriormente, las muestras secas se pesaron para obtener el peso seco (g), se determinó la producción mensual ($\text{g m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) y anual (g m^{-2}) de hojarasca mediante la sumatoria de los resultados de los diversos muestreos, empleando una balanza digital marca Sartorius (modelo Laboratory LC 620 S) con resolución de 0.001 g. Las muestras fueron trituradas mediante un molino Thomas Willey (Thomas Scientific Apparatus®, Modelo 3383) con una malla de apertura de 1.0 mm (número 60). El material resultante fue colocado en bolsas de tipo “Ziploc”, las cuales fueron identificadas con los datos de procedencia, para su posterior análisis químico.

Cuadro 6. Coordenadas centrales y elevación de cada ecosistema forestal.

Ecosistema	Coordenadas UTM-14N		Elevación (msnm)
	X	Y	
Pino	401273.91	2718679.92	2,313
Encino	401184.34	2718187.77	2,236
Pino-Encino	401160.15	2720013.28	2,160

Cuadro 7. Especies forestales con mayor presencia por ecosistema.

Ecosistema	Especies	No. de individuos	Área de copa promedio por especie (m^2)
Pino	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	114	9.62
	<i>Pinus arizonica</i> Engelm	7	36.99
	<i>Juniperus pinchotii</i> var. erythrocarpa	72	2.82
	<i>Quercus microphylla</i> Née	4	0.14
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	3	0.09
	Pino-Encino	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl	2
<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl		2	31.37
<i>Quercus laceyi</i> Small		4	135.25
<i>Quercus polymorpha</i> Née		5	103.29
<i>Juniperus pinchotii</i> var. erythrocarpa		81	0.89
<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth		5	0.01
Encino	<i>Quercus laceyi</i> Kunth	19	46.37
	<i>Quercus polymorpha</i> Née	7	8.84
	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl	24	7.36
	<i>Juniperus pinchotii</i> var. erythrocarpa	9	0.25
	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	7	0.04

2.3. Análisis químico de la hojarasca

Los extractos de las muestras se prepararon conforme a las técnicas analíticas especificadas por la AOAC (2012). Se tomó una muestra de un gramo de cada repetición (colector), ecosistema y fecha de colecta para determinar el contenido de cada nutriente. Las muestras fueron incineradas en una mufla (Modelo FE-340, de la marca Felisa®), a una temperatura de 550 °C por un periodo de 3.5 horas. El material resultante (cenizas) se digirió en una solución de Ácido clorhídrico (10%, v/v) y Ácido nítrico (0.1%, v/v) basados en la técnica de digestión húmeda (Cherney, 2000). Las concentraciones de Ca, K y Mg se determinaron utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Perkin Elmer, Modelo PINAACLE 900F. El P se determinó mediante el método del ácido fosfórico, que consiste en una reacción colorimétrica. Para ello, se preparó una solución de molibdato (60 g de $(\text{NH}_4)_6\text{M}_07\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ en 200 ml de agua destilada) y 1.455 g de tartrato doble de antimonio y potasio (Murphy & Riley, 1962). Las mediciones se realizaron a 880 nm utilizando un espectrofotómetro Perkin-Elmer, modelo Lambda 25, UV-Visible (AOAC, 2012). Para obtener el depósito de nutrientes (g del elemento por m^{-2}), se obtuvo del producto de los valores de la deposición de hojarasca (g m^{-2}) multiplicado por la concentración de cada macromineral (mg g^{-1} peso seco), de acuerdo a la expresión siguiente (González-Rodríguez *et al.*, 2011):

$$\text{Depósito de nutriente (g m}^{-2}\text{)} = \text{Depósito de hojarasca (g m}^{-2}\text{)} \times \text{Concentración de nutriente (mg g}^{-1}\text{)}$$

Por otro lado, el uso eficiente de cada elemento se calculó a partir de la división del depósito anual de hojarasca entre el depósito anual de cada nutriente, según la fórmula propuesta por Vitousek (1982):

$$\text{Uso eficiente de nutriente} = \frac{\text{Depósito anual de hojarasca (g m}^{-2}\text{)}}{\text{Depósito anual del nutriente (g m}^{-2}\text{)}}$$

2.4. Colecta de muestras y análisis físico y químico del suelo

Se recolectaron un total de 24 muestras compuestas en total del suelo, cuatro muestras de 0 a 20 cm y cuatro de 20 a 40 cm de profundidad en cada ecosistema. Las muestras se tamizaron a través de un tamiz de 2 mm y se secaron al aire libre. La determinación de los macronutrientes en el suelo se realizó de acuerdo con la metodología descrita en la NOM-021-SEMARNAT-2000 (SEMARNAT, 2002). Las concentraciones de elementos se midieron mediante un espectrofotómetro de absorción atómica, marca Perkin Elmer, Modelo PINAACLE 900F.

Las propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo fueron determinadas mediante métodos estandarizados. La densidad aparente se midió con el método gravimétrico de Woerner (1989), el cual consiste en secar la muestra de suelo a temperatura constante hasta obtener masa

seca y dividirla entre su volumen obtenido mediante el método del cilindro, lo que permite inferir la compactación del suelo y su capacidad de almacenamiento de agua y aire (Porta *et al.*, 1999). La textura del suelo se determinó mediante el método AS-09 de la NOM-021, la cual contiene la clasificación de acuerdo con el contenido de partículas de arena, limo y arcilla mediante análisis de sedimentación. Se pesaron 60 g de suelo y se les agregó 40 ml de agua oxigenada llevándolo hasta sequedad para eliminar la materia orgánica, posteriormente se adiciono agua hasta cubrir la superficie con una lámina de 2 cm, agregándole 5 ml de oxalato de sodio y 5 ml de metasilicato de sodio. Pasados 15 minutos las muestras fueron agitadas durante 5 minutos para enseguida ser vertidos en un cilindro de Bouyoucos, una vez que las muestras fueron vertidas en el cilindro se agregó agua destilada (1,113 ml) con el hidrómetro dentro de la suspensión. Se agitaron las muestras de manera manual durante un minuto y se tomaron lecturas a los 40 segundos y después de 2 horas.

Para las propiedades químicas, el pH se evaluó mediante el método AS-03 de la NOM-021, en el cual se utilizó una solución de CaCl_2 . Se agregaron 10 g de suelo y 20 ml de la solución para obtener una solución suelo: solución de 1:2. Se dejó reposar durante 45 minutos durante los cuales se calibraron las soluciones reguladoras de pH de 4.0, 7.0 y 10.0 y empleando un potenciómetro con electrodo se efectuó la medición de cada muestra de suelo. La conductividad eléctrica se midió preparando una suspensión de suelo-agua en una porción 1:5, según el método de Woerner (1989). Se pesaron 10 g de suelo fino seco y se añadieron 50 ml de agua destilada removiendo la suspensión de manera manual para dejar reposar y con la utilización de un conductivímetro se efectuó la medición. Por último, el contenido de materia orgánica se estimó usando el método modificado de Walkley y Black pesando 0.5 g de suelo seco y se añadieron 25 ml de dicromato de potasio 0.07 M, mezclando para cubrir todo el suelo. Luego, se añadieron 25 ml de H_2SO_4 , se agitó por un minuto y se dejó reposar 30 minutos. Se incorporaron 15 ml de agua destilada, 10 ml de ácido fosfórico y 0.2 g de NaF (fluoruro de sodio). Finalmente, se agregó 0.5 ml de indicador de ferroína y se tituló con sulfato ferroso hasta cambio de color de verde claro a rojo.

2.5. Análisis estadísticos

Se llevaron a cabo análisis estadísticos de los valores mensuales y anuales relacionados con el depósito de nutrientes y hojarasca en cada ecosistema con el objetivo de evaluar los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Para ello, se emplearon las pruebas de Kolmogorov-Smirnov con corrección de Lilliefors (Steel y Torrie, 1980) y Levene, respectivamente. Los datos mensuales del depósito de nutrientes y hojarasca en cada

ecosistema no cumplieron dichos supuestos, lo que llevó a utilizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Ott, 1993). En contraste, los valores anuales del depósito de nutrientes y hojarasca sí mostraron normalidad, permitiendo su análisis mediante un análisis de varianza (ANOVA) bajo un diseño experimental completamente aleatorio. Tras rechazar la hipótesis de igualdad de medias, se realizaron comparaciones múltiples utilizando la prueba de Tukey con un nivel de significancia de $\alpha = 0,05$. Los análisis estadísticos se realizaron con el software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences), versión 22.0 para Windows.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Depósito de hojarasca

El depósito total de hojarasca no presentó diferencias significativas entre los ecosistemas de Pino y Pino-Encino, los cuales si mostraron diferencias con respecto al ecosistema de Encino (Cuadro 3). El depósito de hojarasca entre ecosistemas varió de $362.49 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (ecosistema de Encino) a $579.74 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (ecosistema de Pino). De acuerdo con los patrones mensuales de caída de hojarasca en los tres ecosistemas forestales, se observó que el ecosistema de Pino presentó una mayor caída durante la mayoría de la duración del periodo experimental (Cuadro 3). Esto puede atribuirse a que las acículas de pino tienen un ciclo de vida más corto y su desfronde no sigue un patrón estacional. En contraste, el ecosistema de Encino muestra un mayor depósito entre finales de invierno y principios de la primavera, especialmente durante los meses de febrero a abril. Esto coincide con estudios que documentan un pico de caída en los meses de enero, febrero y marzo (An *et al.*, 2017), superando durante este periodo a los ecosistemas de Pino y Pino-Encino.

No obstante, durante los demás meses de muestreo, el depósito de hojarasca disminuye y sigue una tendencia decreciente, lo que refuerza la idea de que la caída continua y estable de la hojarasca de pino resulta en una mayor acumulación anual. Según Giweta (2020), el patrón estacional de caída en los ecosistemas dominados por encinos se atribuye a la naturaleza caducifolia y/o semicaducifolia, lo que les permite adaptarse a las variaciones en la disponibilidad de recursos, preparándose para la brotación de nuevas hojas. Además, estas diferencias en el depósito de hojarasca entre ecosistemas pueden ser explicadas en parte por la arquitectura de la copa de los árboles y el desfronde continuo de los compuestos orgánicos (López-Hernández *et al.*, 2022).

Las características particulares de los diversos ecosistemas, como la composición florística y estructural de los bosques, influyen de manera directa en las tasas de producción de hojarasca (Nonghuloo *et al.*, 2020). Sin embargo, se ha documentado que los factores de mayor incidencia, los cuales actúan de manera continua sobre la caída de la hojarasca, son la temperatura y la

precipitación. Una temperatura de 31.4 °C puede llegar a inducir un incremento en la caída de la hojarasca en comparación con una temperatura de 22.7 °C, mientras que precipitaciones de 191.55 mm que se presentan en la temporada de secas provocan una mayor caída de hojarasca en comparación con una lluvia anual de 1277 mm (Zhu *et al.*, 2019).

Las condiciones climáticas predominantes en cada área de estudio influyen en el depósito de hojarasca; la mayor caída de hojarasca generalmente se produce durante los meses con menor precipitación (González-Rodríguez *et al.*, 2018). Los máximos de deposición de la hojarasca se encuentran relacionados con bajas precipitaciones (Zhang *et al.*, 2014; Morffi-Mestre *et al.*, 2020), lo que induce a estrés hídrico causado por altas temperaturas y escasez de agua, provocando la abscisión de las hojas de mayor edad (Detto *et al.*, 2018). Por tanto, la cantidad y dinámica de la caída de hojarasca han sido reconocidas como una respuesta integrada en los bosques, y depende de la composición de especies, estructura y condiciones ambientales de cada ecosistema como principales agentes (Khanna *et al.*, 2009).

Cuadro 8. Depósito ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) mensual y anual de hojarasca y estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas forestales.

Mes	Ecosistema forestal			Estadístico	
	Pino	Encino	Pino-Encino	χ^{22}	Valor p
Septiembre-20	48.6 ± 9.4	9.0 ± 1.3	22.5 ± 4.8	17.159	<0.001
Octubre	22.9 ± 3.7	6.8 ± 1.2	20.6 ± 4.2	15.174	<0.001
Noviembre	37.8 ± 7.3	14.5 ± 2.1	30.4 ± 4.3	9.788	0.007
Diciembre	29.2 ± 5.5	18.7 ± 2.6	37.8 ± 6.1	6.372	0.041
Enero- 21	22.0 ± 9.7	32.9 ± 3.3	37.6 ± 6.0	9.221	<0.001
Febrero	18.5 ± 4.7	51.7 ± 6.1	37.3 ± 8.2	12.126	0.002
Marzo	43.6 ± 8.5	60.6 ± 6.3	42.8 ± 7.3	5.041	0.008
Abril	44.7 ± 5.6	15.2 ± 1.7	16.9 ± 2.6	17.228	<0.001
Mayo	101.0 ± 17.1	58.0 ± 9.3	104.6 ± 28.9	9.147	0.010
Junio	13.8 ± 1.6	11.1 ± 1.7	16.5 ± 4.1	2.578	0.276
Julio	15.0 ± 1.9	5.4 ± 0.8	14.7 ± 4.1	11.925	0.003
Agosto	23.6 ± 7.1	5.0 ± 0.8	8.4 ± 1.9	15.012	<0.001
Septiembre	31.1 ± 6.1	5.7 ± 1.2	13.8 ± 3.1	14.312	<0.001
Octubre	41.5 ± 6.5	23.1 ± 10.1	34.2 ± 4.5	8.186	0.017
Noviembre	38.7 ± 5.5	10.8 ± 1.6	17.7 ± 2.6	14.098	<0.001
Diciembre	47.7 ± 8.0	33.8 ± 3.9	30.4 ± 6.6	2.364	0.307
Total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$)	579.7 ± 41.5 ^a	362.49 ± 28.6 ^b	486.40 ± 53.0 ^a		

Los valores de producción de hojarasca representan la media ± error estándar de la media (n=10). Literales en superíndice diferentes dentro de cada columna son estadísticamente diferentes de acuerdo con la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$); los valores p en negritas ($p < 0.05$) representan diferencias significativas entre ecosistemas en el depósito de hojarasca

Las producciones de hojarasca observadas se encuentran dentro del intervalo citado para diversos estudios en ecosistemas forestales. Por ejemplo, Hernández-Merino *et al.* (2022), al estudiar la caída de hojarasca en un bosque de pino-encino en el noreste de México documentaron una producción anual de $466.77 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$. Jasińska *et al.* (2020), reportaron que para un ecosistema de bosque de *Pinus sylvestris* el aporte promedio de hojarasca fue de 361.9

$\pm 34.2 \text{ g.m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para un periodo de tres años (2013,2016 y 2017) presentando sus aportes más significativos en primavera y verano. Pezzutti *et al.* (2023), informan que, para un ecosistema forestal, donde predomina *Pinus elliotii* Engelm., el aporte promedio fue de $261.0 \text{ g.m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, en donde sus mayores depósitos fueron durante la primavera y verano, presentando un aporte de hojarasca más bajo en comparación con el rango observado en la presente investigación.

Las diferencias en el depósito de hojarasca observadas pueden explicarse debido a diversos factores, tanto ecológicos como climáticos que interactúan de manera activa. En primer lugar, las especies de pino y encino presentan diversas estrategias fenológicas que influyen de manera directa en la forma en que se desprenden de manera continua o estacional de la hojarasca. Por ejemplo, Pezzutti *et al.* (2023), mencionan que *Pinus elliotii* Enlem., mantiene una caída contante durante la mayoría de los meses del año, con sus principales aportes entre los meses de abril, mayo, junio y julio, lo que resulta en un incremento en el depósito de hojarasca en los ecosistemas forestales dominados por especies de este género.

Sin embargo, las diferencias entre ecosistemas similares suelen deberse a los factores climáticos locales que alteran la caída de hojarasca; zonas con altas temperaturas y un estrés hídrico constante inducen a una mayor caída de hojarasca (Zhu *et al.*, 2019). De esta manera, la hojarasca que se deposita durante un tiempo continuo origina un manto orgánico sobre la superficie del suelo (Ormeño *et al.*, 2006), el cual a través de la descomposición propiciada por la fauna edáfica (Rivera-Vázquez *et al.*, 2013), libera activamente elementos que determinan el potencial de las especies mejorando la productividad de los ecosistemas (Semwal *et al.*, 2003; Bohara *et al.*, 2019).

En lo que respecta a las fluctuaciones mensuales en la caída de la hojarasca presentan variaciones notables a lo largo del periodo de estudio, sin un patrón claramente definido (Figura 11). Esto se debe a factores bióticos y abióticos, como la disponibilidad de nutrientes y agua (Jing *et al.*, 2020), los ciclos de crecimiento y abscisión foliar específicos de cada especie (Taylor *et al.*, 2019), fluctuaciones de temperatura y humedad (González-Rodríguez *et al.*, 2018) y la actividad biológica de cada especie relacionada con los patrones estacionales (Sari *et al.*, 2022), como los principales factores de incidencia. En análisis de los datos muestran que el aporte más significativo de hojarasca se produjo en el mes de mayo (2021), lo cual puede estar relacionado con el aumento del estrés hídrico y la disminución de la radiación solar en primavera (Zhu *et al.*, 2022), fenómenos que se presentan típicamente durante los meses de marzo a junio (primavera) en Nuevo León, México. Además, se observaron máximos de depósito secundarios en los meses

de marzo y octubre, lo que podría estar vinculado con cambios estacionales y eventos climáticos específicos que afectan la fenología de las plantas (Marod *et al.*, 2023).

Por otro lado, se detectó una disminución en la cantidad de hojarasca en los meses de abril, junio y noviembre. Esta reducción puede estar asociada con episodios de poco estrés hídrico, temperaturas moderadas (típicas de la zona) y una menor actividad en el desfronde foliar (Marod *et al.*, 2023). Estos hallazgos sugieren una dinámica compleja en la caída de hojarasca, influenciada por la interacción de factores bióticos y abióticos que interactúan y presentan variaciones estacionalmente.

Las fluctuaciones y diferencias entre los ecosistemas son los siguientes: el ecosistema de Pino presentó un rango de 18.43 (jun-21) a 134.29 (may-2021) g m⁻², el ecosistema de Encino osciló entre 6.55 (ago-21) a 80.64 (mar-2021) g m⁻² y el ecosistema de Pino-Encino, fue de 11.16 (ago-21) a 139.14 (may-2021) g m⁻². Estas variaciones en el aporte de hojarasca entre ecosistemas son las esperadas, ya que la diversidad de especies entre ecosistemas es diferente, lo que contribuye con la acumulación y depósito de restos orgánicos aportados por la hojarasca. La diversidad vegetal que suele presentar cada comunidad actúa de manera directa en la dinámica de la hojarasca, es decir, las fluctuaciones obedecen a factores biológicos de cada especie (Sanaei *et al.*, 2021). Por ejemplo, en un bosque mixto de *Pinus* y *Quercus*, la presencia de especies de hojas perennes (pinos) y caducifolios (encinos) provoca una caída más constante de la hojarasca a lo largo del año (Figura 11). En contraste, un ecosistema dominado por un solo género presenta una caída de hojarasca mucho menos marcada, con altibajos constante debido a la estacionalidad de las especies presentes en cada comunidad (Park *et al.*, 2020).

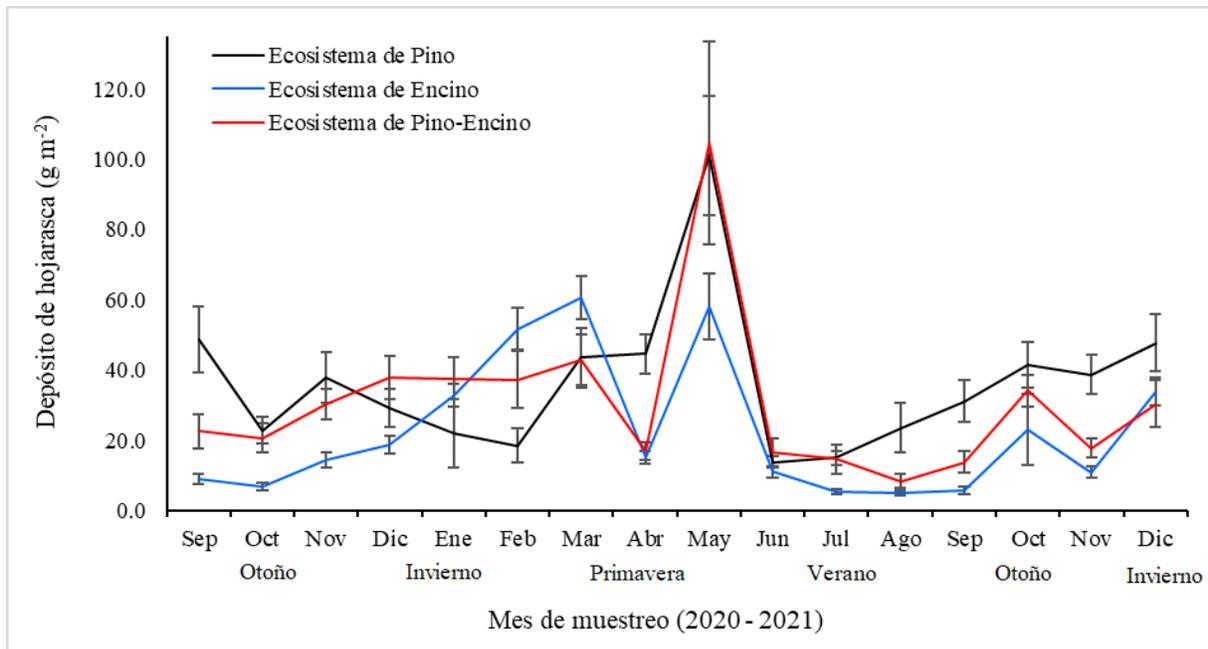


Figura 11. Depósito mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de hojarasca en los ecosistemas estudiados.

3.2. Depósito de macronutrientes

Los resultados de las comparaciones múltiples, efectuadas con la prueba de rango múltiple de Tukey, permiten detectar diferencias significativas entre el depósito total de Ca, Mg y P entre los ecosistemas; mientras que el K no presentó diferencias significativas entre los sitios evaluados (Cuadro 9). De los macronutrientes analizados, el Ca fue el de mayor depósito en los ecosistemas de Pino-Encino y Encino, seguido de K, Mg y P. Mientras que, en el ecosistema de Pino, el K presentó los valores más altos, seguido de Ca, Mg y P. El mayor depósito de Ca en los ecosistemas de Pino-Encino y Encino en relación con los demás macronutrientes puede explicarse, en parte, por la baja movilidad de este nutriente desde los tejidos viejos o maduros hacia los tejidos más jóvenes de la planta (Marschner, 2012). Esta baja movilidad provoca que este nutriente se acumule en ramas y hojas senescentes, aumentando sus niveles (König *et al.*, 2002). Por otro lado, la menor concentración de Ca en el ecosistema de Pino, en comparación con los ecosistemas de Pino-Encino y Encino, se atribuye a que este elemento se libera lentamente durante el proceso de descomposición (Villela y Proctor, 1999; Verbruggen y Hermans, 2013). Esta liberación es más lenta en el ecosistema de Pino, caracterizado por un proceso de descomposición más tardado en comparación con los ecosistemas con presencia de encinos (Avendaño-Yáñez *et al.*, 2020).

Cuadro 9. Depósito total ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) de macronutrientes por ecosistema forestal.

Macronutriente	Ecosistema forestal		
	Pino	Encino	Pino-Encino
Ca	2.29 ± 0.359^a	4.89 ± 0.368^a	9.84 ± 2.112^b
Mg	0.46 ± 0.037^a	0.31 ± 0.017^b	0.40 ± 0.035^{ab}
K	2.60 ± 0.309^a	2.40 ± 0.113^a	3.14 ± 0.307^a
P	0.37 ± 0.025^a	0.27 ± 0.018^b	0.28 ± 0.034^b

Los valores de producción de hojarasca representan la media \pm error estándar de la media ($n=10$). Literales en superíndice diferentes dentro de cada columna son estadísticamente diferentes de acuerdo con la prueba de Tukey ($\alpha = 0.05$).

El depósito de Ca no estuvo relacionado con la cantidad de hojarasca, si bien, el ecosistema con mayor depósito de hojarasca fue el de Pino, la mayor cantidad de Ca se presentó en el de Pino-Encino (Cuadro 9). Esta tendencia ha sido documentada en diversos ecosistemas forestales. Por ejemplo, González-Rodríguez *et al.* (2011), en el noreste de México, al estudiar el depósito de hojarasca y retorno de nutrientes en cuatro localidades (Bosque escuela, Crucitas, Campus y Cascajoso), documentaron que el depósito de Ca fue mayor en relación con los demás minerales (K, Mg, N y P), aun cuando la mayor concentración no correspondió con la localidad con mayor depósito de hojarasca. Esta tendencia relacionada con el Ca se debe a varios factores, entre los cuales destaca el papel del Ca como un elemento estructural, el cual contribuye a brindarle estabilidad y rigidez a la pared celular de tejidos leñosos, lo que provoca que se encuentre inmovilizado y tienda a acumularse en grandes cantidades en los tejidos vegetales, en comparación con los demás nutrientes, que suelen presentar mayor movilidad. Esta inmovilización provoca que el Ca permanezca en el material foliar que posteriormente formara la hojarasca, enriqueciendo el suelo durante el proceso de descomposición (Augusto *et al.*, 2002). Además, debido a su baja movilidad dentro de la planta, el Ca no se transloca fácilmente desde las hojas viejas a las hojas jóvenes u otros órganos en desarrollo, lo que provoca su acumulación en las hojas que luego se desfondan. Esto sugiere que la cantidad de Ca en la hojarasca no está vinculada con su cantidad total, sino con la edad de los individuos presentes en cada ecosistema, influyendo en la composición química del material foliar. Por tanto, la cantidad de Ca depende del tipo de hojarasca y la edad de las hojas o árboles (Likens, 2013).

Kulmann *et al.* (2021), al cuantificar la producción de hojarasca y nutrientes en un ecosistema forestal en el cual predomina *Pinus tadea* y un bosque nativo del sur de Brasil, encontraron que el mayor depósito de nutrientes no corresponde con el sitio que aportó mayor cantidad de hojarasca anualmente. De manera similar, Zhu *et al.* (2019) obtuvieron un patrón de variación de la producción de hojarasca en relación con la concentración de Ca en un bosque tropical en China, evidenciado que no existe una clara relación entre el depósito de Ca con la cantidad de

hojarasca depositada. En contraste, en este estudio, la mayor concentración de Ca en el suelo se encontró en el ecosistema de Pino-Encino, lo que sugiere que este elemento no se transloca fácilmente, sino que permanece en el suelo y se mantiene disponible para ser reabsorbido por la vegetación (Rocha *et al.*, 2019).

Otra relación importante es la de pH del suelo y la disponibilidad de Ca, ya que el pH desempeña un papel fundamental en la disponibilidad de este nutriente. En ecosistemas forestales dominados por pino, caracterizados por suelos más ácidos debido a la acumulación de acículas, se favorece la lixiviación de Ca hacia horizontes más profundos, lo que reduce su disponibilidad en las capas más superficiales (Hagen-Thorn *et al.*, 2004). Por el contrario, los suelos dominados por encinos suelen mostrar un ligero incremento en la retención de Ca superficial. Sin embargo, en este estudio, las concentraciones fueron menores, posiblemente debido a la mineralización o un menor aporte inicial en comparación con el ecosistema de Pino-Encino. Por lo que, la mayor concentración de Ca en el ecosistema mixto refleja un equilibrio entre el aporte foliar, la mineralización y la dinámica de absorción de nutrientes (Binkley & Fisher, 2020).

Respecto a los demás nutrientes (K, Mg y P), tampoco se detectaron relaciones directas con el contenido de hojarasca por ecosistema. Estas diferencias en la relación entre el depósito de nutrientes y la cantidad de hojarasca depositada en cada ecosistema está relacionada con el tipo de material contenido en la hojarasca, ya que al encontrarse grandes cantidades de material difícil de degradar, como la lignina (contenida en las acículas de pino), contribuye con la formación de compuestos recalcitrantes en el suelo y, en consecuencia, disminuye la fertilidad del suelo y promueven una menor productividad forestal, debido a la lenta liberación de nutrientes durante el proceso de descomposición de la hojarasca, lo que provoca que las concentraciones de nutrientes presenten variaciones respecto a la cantidad de hojarasca por ecosistema (Giácomo *et al.*, 2012; Rocha *et al.*, 2019). Por otro lado, en los ecosistemas con presencia de encinos, la composición de la hojarasca incluye mayor cantidad de compuestos que favorecen una alta tasa de descomposición, este comportamiento es relevante para el K, ya que este elemento se caracteriza por su rápido movilización al inicio del proceso de descomposición; en ecosistemas con encinos, el K puede estar disponible para las plantas en menor tiempo, favoreciendo una productividad vegetal mayor (Zhou *et al.*, 2008).

En cuanto al Mg y P, ambos nutrientes se caracterizan por tener una liberación más lenta y su disponibilidad depende en gran medida de la actividad microbiana y de las características químicas de los compuestos orgánicos (Blake *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2021). En ecosistemas dominados por pinos, donde la lignina y otros compuestos difíciles de degradar se encuentran en grandes

cantidades, el proceso de liberación se ve retrasado (Cornwell *et al.*, 2008). Mientras que, en ecosistemas mixtos de pino-encino, al existir presencia de ambas especies el proceso de liberación de nutrientes durante la descomposición se vuelve dinámico sin patrones claramente definidos. Estos comportamientos ya han sido documentados a escala local, donde la producción y la calidad nutricional de la hojarasca depende de la composición química de los compuestos orgánicos, composición de especies y tipo de ecosistema (Zhou *et al.*, 2015).

Contrario al orden de depósito de los elementos, López-Hernández *et al.* (2022), al analizar el retorno de nutrientes incluyendo un sitio de bosque de pino-encino, documentaron un patrón inconsistente en relación con la concentración de elementos con un orden: $K > Ca > Mg > P$, concluyendo que esta tendencia es atribuida al tipo de hoja colectada, ya que, al usar hojas jóvenes el contenido de K aumenta llegando a alcanzar hasta un 60% de este nutriente en relación con otros compuestos. En comparación con el porcentaje de K en los ecosistemas estudiados, este elemento representó el 29.8 % del total de los nutrientes analizados. La acumulación de K en las hojas jóvenes se atribuye a las necesidades fisiológicas de las especies de árboles en etapas iniciales de desarrollo. El K es un elemento indispensable en funciones como la fotosíntesis, regulación osmótica y el movimiento y transporte de agua y nutrientes; por lo tanto, su alta concentración en hojas jóvenes sugiere una respuesta relacionada con la maximización la eficiencia en la fase de crecimiento de los árboles (Marschner, 2012).

El depósito de Mg y P entre ecosistemas fue muy similar a lo observado por Novák *et al.* (2020), en rodales de *Douglas fir* y *Pinus sylvestris*; López-Hernández *et al.* (2013), en áreas sin disturbios antropogénicos del MET; Bueis *et al.* (2018), en plantaciones de *Pinus halepensis* Mill, pertenecientes al Inventario Forestal Nacional de España (situadas en el centro de Castilla y León); Lado-Monserrat *et al.* (2016), en un ecosistema forestal dominado por *Pinus halepensis* en combinación con *Quercus coccifera*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea* y *Brachypodium retusum*, con escasa presencia de *Quercus rotundifolia* suprimidos. En contraste a lo documentado por Farooq *et al.* (2022), quienes reportan un depósito de 1.91 g m^{-2} para Mg y 0.67 g m^{-2} para P en un bosque mixto de *Pinus masson* y árboles de alcafor. Esto sugiere que los ciclos de nutrientes están intrínsecamente relacionados con la diversidad vegetal de cada comunidad y que el equilibrio de elementos como Mg y P podría verse alterado de producirse alteraciones en la composición vegetal (Prescott, 2002). En consecuencia, la variabilidad en el depósito de nutrientes observada respecto a diversos ecosistemas forestales con una composición vegetal diferente resalta la necesidad de considerar factores como la composición y diversidad vegetal, especialmente en ecosistemas mixtos. Por otro lado, la presencia de

elementos en la hojarasca y el suelo (Cuadro 10), sugieren un flujo adecuado de elementos entre el sistema suelo-planta, lo que se manifiesta en un óptimo flujo de los ciclos biogeoquímicos, reflejando la independencia de las reservas de los elementos en el medio por parte de las especies presentes en cada ecosistema (Correa *et al.*, 2007). Las cantidades de nutrientes suelen estar relacionadas directamente con la cantidad de materia orgánica en cada ecosistema, a mayor cantidad de materia orgánica la cantidad de nutrientes aumentará proporcionalmente (Alvarenga *et al.*, 2015), no obstante, esta relación no se presentó en los ecosistemas estudiados, ya que el porcentaje mayor de materia orgánica no correspondió con el mayor depósito de elementos en los ecosistemas. Esto ocurre porque la materia orgánica es una mezcla dinámica en constante cambio, y no una combinación estable de sustancia química. Este proceso refleja la descomposición del material orgánico a través de la hojarasca (Gaspar-Santos *et al.*, 2015). Por ejemplo, Gonzáles-Rodríguez *et al.* (2011), al estudiar la relación entre el depósito de hojarasca y el retorno de nutrientes en cuatro localidades del noreste de México, reportaron un patrón similar en cuanto a la relación de nutrientes con la cantidad de materia orgánica, en el que el sitio con mayor cantidad de elementos no coincide con la mayor cantidad de materia orgánica, es decir, las relaciones entre estas variables no siguen una tendencia definida en ecosistemas forestales.

Cuadro 10. Algunas propiedades físicas y químicas de las muestras de suelo obtenidas a dos profundidades.

Propiedad	Unidad	Ecosistema forestal					
		Pino		Encino		Pino-Encino	
		Profundidad (cm)		Profundidad (cm)		Profundidad (cm)	
		0-20	20-40	0-20	20-40	0-20	20-40
Físicas							
Densidad aparente	g·cm ⁻³	1.06 ± 0.04	1.21 ± 0.05	0.95 ± 0.04	1.14 ± 0.08	0.85 ± 0.04	1.20 ± 0.03
Arena	%	25.3	23.7	26.1	24.1	19.5	13.2
Arcilla	%	35.4	39.5	28.0	32.9	44.5	49.4
Limo	%	39.3	36.8	45.9	43.0	36.0	37.5
Clase textural		Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Franco arcillo limoso	Arcillosa	Arcillosa
Químicas							
pH (CaCl ₂)		5.4 ± 0.2	5.5 ± 0.1	4.7 ± 0.2	4.8 ± 0.1	5.6 ± 0.06	5.5 ± 0.1
CE	μS·cm ⁻¹	26.5 ± 3.8	23.8 ± 3.4	24.2 ± 2.7	20.9 ± 4.7	37.6 ± 4.2	39.1 ± 5.9
MO	%	3.0	2.1	7.5	4.8	3.9	2.3
Ca	mg·kg ⁻¹	3450.1 ± 382	4260.8 ± 631	1906.7 ± 413	1645.6 ± 526	3962.3 ± 643	5490.1 ± 554
K	mg·kg ⁻¹	336.4 ± 53.2	263 ± 19.6	284.6 ± 22.2	288 ± 36.0	291.1 ± 12.9	286.5 ± 16.3
P	mg·kg ⁻¹	2.88 ± 0.2	2.72 ± 0.4	3.37 ± 1.3	5.03 ± 1.7	3.18 ± 0.9	1.68 ± 0.6
Mg	mg·kg ⁻¹	254.3 ± 50.2	206.9 ± 29.2	150.6 ± 21.0	191.1 ± 15.9	164.0 ± 15.8	157.1 ± 17.6
Mn	mg·kg ⁻¹	48.1 ± 9.0	33. ± 6.0	80.3 ± 6.0	46.2 ± 2.0	26.0 ± 7.0	16.7 ± 4.0
Zn	mg·kg ⁻¹	1.2 ± 0.2	0.7 ± 0.1	1.5 ± 0.4	0.7 ± 0.3	1.5 ± 0.4	0.2 ± 0.1
Fe	mg·kg ⁻¹	26.1 ± 17.1	17.1 ± 2.3	51.2 ± 7.1	31.7 ± 7.9	32.6 ± 12.4	20.1 ± 10
Cu	mg·kg ⁻¹	1.2 ± 0.1	0.9 ± 0.1	1.1 ± 0.3	0.8 ± 0.4	1.1 ± 0.1	1.1 ± 0.1
C	%	1.60 ± 0.13	1.58 ± 0.14	1.41 ± 0.10	1.45 ± 0.19	1.71 ± 0.21	1.55 ± 0.12
N	%	0.54 ± 0.06	0.56 ± 0.06	0.41 ± 0.11	0.31 ± 0.07	0.58 ± 0.08	0.42 ± 0.08

Los valores de las propiedades físicas y químicas representan la media ± error estándar de la media (n=4).

La dinámica mensual del depósito de macronutrientes durante el período de estudio mostró diferencias estadísticas en la mayoría de los meses entre ecosistemas como lo demuestran los análisis estadísticos (Cuadro 11).

Cuadro 11. Estadísticos de la prueba de Kruskal-Wallis para detectar diferencias significativas entre los ecosistemas para los macronutrientes.

Mes	Macronutriente							
	Ca		K		Mg		P	
	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p	χ^2	Valor p
Septiembre-20	8.186	0.017	8.766	0.012	15.825	<0.001	12.057	0.002
Octubre	9.329	0.009	19.367	<0.001	6.901	0.032	12.517	0.002
Noviembre	10.041	0.007	9.917	0.007	0.506	0.777	3.409	0.182
Diciembre	14.480	<0.001	7.022	0.030	0.157	0.924	1.494	0.474
Enero-21	15.360	<0.001	10.640	0.005	13.783	<0.001	10.230	0.006
Febrero	16.369	<0.001	15.935	<0.001	12.111	0.002	18.986	<0.001
Marzo	12.015	0.002	6.305	0.043	13.179	<0.001	15.476	<0.001
Abril	0.947	0.623	13.612	<0.001	12.126	0.002	14.526	<0.001
Mayo	17.449	<0.001	8.498	0.014	11.076	0.004	9.394	0.009
Junio	14.124	<0.001	3.363	0.186	2.075	0.354	0.302	0.860
Julio	13.850	<0.001	2.532	0.282	7.714	0.021	3.920	0.141
Agosto	3.074	0.215	0.565	0.754	10.970	0.004	12.483	0.002
Septiembre	6.645	0.036	4.160	0.125	14.867	<0.001	16.059	<0.001
Octubre	5.004	0.082	0.612	0.737	9.092	0.011	5.894	0.052
Noviembre	2.821	0.244	0.356	0.837	12.652	0.002	13.969	<0.001
Diciembre	5.399	0.067	4.617	0.099	3.603	0.165	13.141	<0.001

Valor **p** en negritas, para el contraste de homogeneidad de parámetros de centralidad entre ecosistemas, en el depósito de los macroelementos entre ecosistemas por fecha de muestreo indica diferencias significativas.

Las fluctuaciones de los elementos durante las fechas de muestreo fueron inconsistentes entre ecosistemas, principalmente en el K, el cual presentó una gran variabilidad. El depósito de Ca (Figura 12a) en el ecosistema de Pino, varió de 0.049 g m⁻² a 0.321 g m⁻². En el ecosistema de Encino, de 0.054 g m⁻² a 1.686 g m⁻²; y en el ecosistema de Pino-Encino, de 0.149 g m⁻² a 6.818 g m⁻². El depósito promedio de Mg (Figura 12b) en los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino fue de 0.038 g m⁻², 0.026 g m⁻² y 0.033 g m⁻², respectivamente. El depósito de K (Figura 12c), en el ecosistema de Pino, varió de 0.042 g m⁻² a 0.527 g m⁻²; en el ecosistema de Encino, de 0.027 g m⁻² a 0.749 g m⁻²; y en el ecosistema de Pino-Encino de 0.038 g m⁻² a 0.501 g m⁻². El depósito promedio de P fue de 0.031 g m⁻², 0.022 g m⁻² y 0.023 g m⁻², para los ecosistemas de Pino, Encino y Pino-Encino, respectivamente (Figura 12d). Para los elementos Ca, Mg y P, el depósito mostró

un patrón marcado en el mes de mayo, con un máximo sobresaliente respecto a los demás meses de muestreo. En cambio, el K presentó aportes variables a lo largo del periodo experimental. Hipotéticamente, el comportamiento del K está más relacionado a la calidad de la hojarasca que con las variables climáticas prevalecientes durante el periodo experimental (Shen *et al.*, 2019). Estas variaciones también pueden atribuirse a la rápida lixiviación de este nutriente, ya que, al no formar parte de algún componente estructural de los tejidos de la planta, se facilita su liberación en la hojarasca (Quinto-Mosquera *et al.*, 2019).

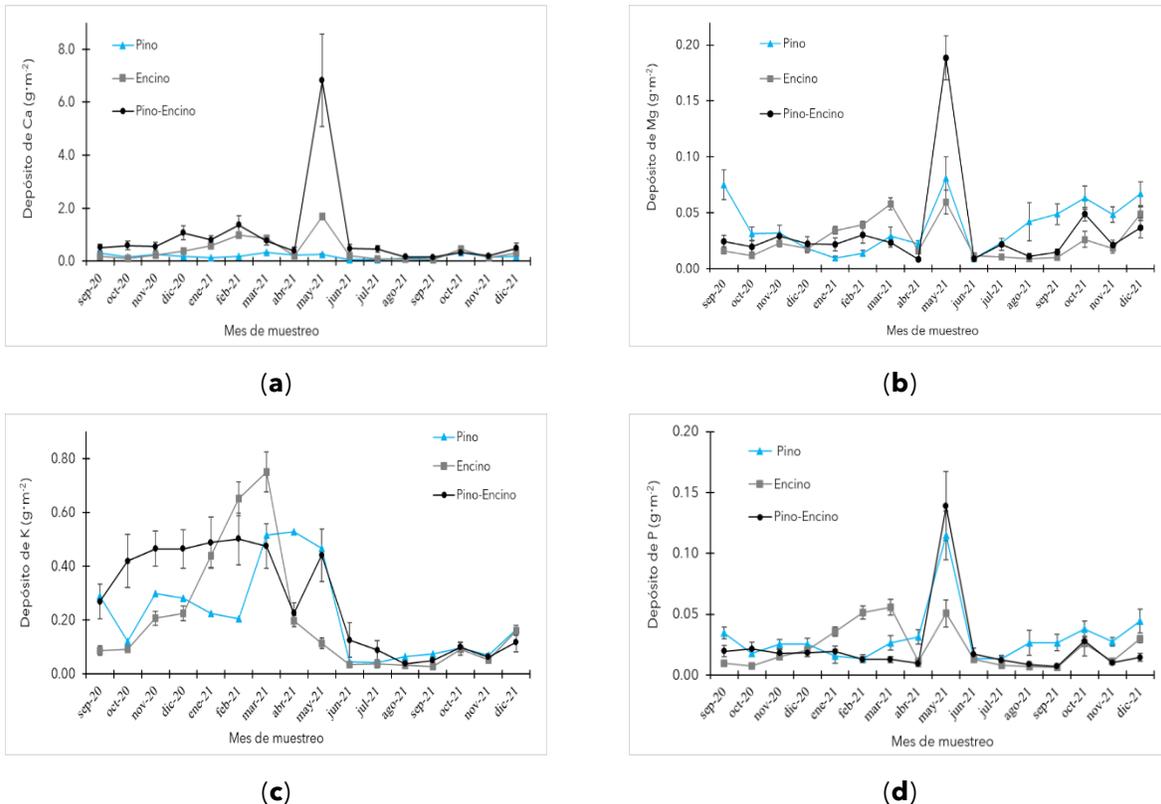


Figura 12. Depósito mensual (media \pm error estándar, $n = 10$) de Ca (a), Mg (b), K (c) y P (d) vía hojarasca en los ecosistemas estudiados.

El comportamiento de Ca, Mg y P fue consistente con los resultados presentados por Hernández-Merino *et al.* (2022) y López-Hernández *et al.* (2022), quienes documentaron aportes de estos macronutrientes muy relacionados entre sitios, siguiendo tendencias en el depósito mensual para ecosistemas forestales en el noreste de México. Los bajos valores de P observados en función de los meses de muestreo y los ecosistemas, es explicado ya que este elemento suele encontrarse presente en hojas jóvenes lo que provoca un aporte importante de este nutriente (Silveira *et al.*, 2007), sin embargo, los ecosistemas estudiados presentan individuos con hojas viejas lo que contribuyó a la deficiencia de este elemento.

3.3. Uso eficiente de macronutrientes

El uso eficiente de los macronutrientes de la hojarasca presentó un orden descendente: P > Mg > K > Ca (Cuadro 12), lo que evidencia que el P y Mg son elementos más limitantes en los tres ecosistemas estudiados. En cambio, el K y Ca presentan una alta disponibilidad en la hojarasca, lo que indica que K pueden llegar a mostrar una rápida movilidad en el tejido foliar permitiendo una mayor disponibilidad de estos nutrientes en las plantas para sus diversas funciones, por tanto, exhiben niveles bajos en su uso eficiente (López-Hernández *et al.*, 2022). Estas relaciones son expresadas de esta manera, ya que el uso eficiente expresa la tasa relativa de hojarasca en relación con el nutriente, por lo que los elevados valores del uso eficiente expresan, por tanto, un índice bajo en la disponibilidad de nutrientes para ser utilizados por la vegetación en la producción de biomasa. En el contexto de baja disponibilidad de nutrientes, las plantas desarrollan diversos mecanismos para almacenar y reutilizar los nutrientes, reduciendo la pérdida de estos a través de la hojarasca, logrando mantener una productividad constante en ecosistemas forestales, caracterizados por ser ecosistemas pobres en nutrientes (Aerts & Chapin III, 1999). Esta adaptación puede ayudar a las plantas a optimizar el uso de nutrientes brindándoles una ventaja competitiva para crecer y sostener la biomasa, promoviendo un ciclo de nutrientes, que, aunque lento, asegura la disponibilidad de elementos en el medio (Vitousek, 1982).

Cuadro 12. Uso eficiente de macronutrientes por ecosistema estudiado.

Macronutriente	Pino	Encino	Pino-Encino
Ca	253.5	74.1	49.4
Mg	1258.8	1202.3	1361.9
K	222.7	151.2	155.1
P	1554.6	1350.5	1996.7

El ecosistema de Pino-Encino obtuvo la mayor eficiencia en Ca, pero menor en Mg y P. El ecosistema de Encino mostró un mayor uso eficiente en Mg y P. El ecosistema de Pino evidenció la mayor deficiencia de Ca y K en comparación con los otros dos ecosistemas. Esta variabilidad del uso eficiente de los nutrientes entre ecosistemas está relacionada con la composición de especies que presenta cada comunidad (Hiremath y Ewel, 2001; Zhu *et al.*, 2019). Específicamente en el ecosistema de Pino, las deficiencias relacionadas con los elementos como Ca y K son atribuidas, en primer lugar, a la composición química de las acículas, las cuales al contener sustancias difíciles de degradar para la fauna edáfica, ralentiza la liberación de elementos, principalmente de aquellos que forman parte de compuestos estructurales y que su liberación se caracteriza por ser lenta (Giácomo *et al.*, 2012). La menor eficiencia del uso de los nutrientes en cada ecosistema forestal muestra un mecanismo de conservación y

almacenamiento de elementos en el suelo (Zhou *et al.*, 2016). La tendencia relacionada con los valores bajos en el uso eficiente de Ca y el alto valor en el P ha sido documentada en diversos ecosistemas forestales para diversas especies, detectando una relación para estos elementos (Flórez-Flórez *et al.*, 2013; Cantú *et al.*, 2013).

Los valores del uso eficiente de los nutrientes fueron muy superiores a los reportados por Zhu *et al.* (2019) en un ecosistema forestal en China para todos los nutrientes analizados, así como a los reportados por López-Hernández *et al.* (2022) en ecosistemas de Matorral Espinoso Tamaulipeco, Pino-Encino y Matorral Alto Subinerme, en el noreste de México. Mientras que, al comparar los valores de uso eficiente de los cuatro macronutrientes con los estudios realizados por González-Rodríguez *et al.* (2018) para ecosistemas de Pino-Encino en el noreste de México, solamente el Ca está dentro de los rangos reportados, para el K y P los valores fueron menores y el Mg presentó un valor mayor a lo documentado por dichos autores.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en la presente investigación muestran que la producción de hojarasca, el depósito de macronutrientes y el uso eficiente en los ecosistemas forestales forman parte de un proceso dinámico y complejo que requiere mayor atención para lograr entender la relación entre los sistemas suelo-planta y el ciclaje de nutrientes. Aunque la mayor concentración de hojarasca no siempre se traduce en mayor cantidad de nutrientes, su calidad es fundamental para la reserva de elementos en el suelo y el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos. La baja concentración de Ca ($2.29 \pm 0.359 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) en el ecosistema de Pino en comparación con los ecosistemas de Encino ($4.89 \pm 0.368 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) y Pino-Encino ($9.84 \pm 2.112 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) se atribuye al proceso de descomposición más lento de la materia orgánica en este ecosistema. En cuanto a los demás elementos, no se observó una tendencia clara, lo que refleja la complejidad en el depósito de nutrientes. El seguimiento a largo plazo de los nutrientes provenientes de la hojarasca es crucial para entender los ciclos biogeoquímicos y su relación con alteraciones climáticas y cambios en la diversidad y estructura. Además, se encontró que la producción y uso eficiente de nutrientes están estrechamente relacionados con la diversidad vegetal y la composición química de la hojarasca.

5. LITERATURA CITADA

- Aerts, R., & Chapin III, F. S. (1999). The mineral nutrition of wild plants revisited: A re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research*, 30, 1-67. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60016-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60016-1).
- An, J. Y., Park, B. B., Chun, J. H., & Osawa, A. (2017). Litterfall production and fine root dynamics in cool-temperate forests. *PLoS One*, 12(6), e0180126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180126>.
- AOAC. (2012). Official methods of analysis, 19th Edition. Association of Official Analytical Chemists. Gaithersburg, Maryland, USA. 2200p.
- Avendaño-Yáñez, M. L., Quiroz-Martínez, S., Pérez-Elizalde, S., & López-Ortiz, S. (2020). Litterfall from tropical dry forest trees scattered in pastures. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(3), 409-418. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.12.092>.
- Augusto, L., Ranger, J., Binkly, D., & Rothe, A. (2002). Impact of several common tree species of European temperate forest on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59(3), 233-253. <https://doi.org/10.1051/forest:2002020>.
- Bai, Z., Caspari, T., Gonzalez, M. R., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., & Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>.
- Bargali, S. S., Shukla, K., Singh, L., Ghosh, L., & Lakhera, M. L. (2015). Leaf litter decomposition and nutrient dynamics in four tree species of dry deciduous forest. *Tropical Ecology*, 56(2), 191-200.
- Barliza, J. C., Peláez, J. D. L., & Campo, J. (2018). Recovery of biogeochemical processes in restored tropical dry forest on a coal mine spoil in La Guajira, Colombia. *Land Degradation & Development*, 29(9), 3174-3183. <https://doi.org/10.1002/ldr.3069>.
- Binkley, D., & Fisher, R. F. (2020). Ecology and Management of Forest Soils. Hoboken, N.Y.: John Wiley & Sons.
- Bohara, M., Yadav, R. K. P., Dong, W., Cao, J., & Hu, C. (2019). Nutrient and isotopic dynamics of litter decomposition from different land uses in naturally restoring Taihang Mountain, North China. *Sustainability*, 11(6), 1752. <https://doi.org/10.3390/su11061752>.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). The nature and properties of soil (15 th ed.). Hoboken, NJ, USA.: Pearson.
- Bueis, T., Turrión, M. B., Bravo, F., Pando, V., & Muscolo, A. (2018). Factors determining enzyme activities in soils under *Pinus halepensis* and *Pinus sylvestris* plantations in Spain: A basis for establishing sustainable forest management strategies. *Annals of Forest Science*, 75(1), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0720-z>.
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., de Deyn, G., de Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyppe, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., van Groenigen, J. W., & Brussaard, L. (2018). Soil quality—A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.
- Cantú-Silva, I., Sánchez-Castillo, L. R. M., González-Rodríguez, H., Kubota, T., Gómez-Meza, M. V., & Domínguez-Gómez, T. G. (2013). Retorno potencial de nutrientes por componentes secundarios de la hojarasca en comunidades vegetales de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 138-155.

- Cherney, D., J. R. (2000) Characterization of forages by chemical analysis. In: Givens, D.I., Owen, E., Axford R., F.E., Omed, H.M. (ed). Forage evaluation in ruminant nutrition (pp: 281-300): CAB International. Wallingford, UK.
- Cornwell, W. K., Cornelissen, J. H. C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V. T., Godoy, O., Hobbie, S. E., Hoorens, B., Kurokawa, H., et al., (2008). Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 11(10), 1065-1071. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x>.
- Correa-Ramírez, J. A., Zapata-Duque, C. M., León-Peláez, J. D., & González-Hernández, M. I. (2007). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en bosques montanos andinos de Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Interciencia*, 32(5), 303-311. <https://acortar.link/bx5fiN>.
- Detto, M., Wright, S. J., Calderón, O., & Muller-Landau, H. C. (2018). Resource acquisition and reproductive strategies of tropical forest in response to the El Niño–Southern Oscillation. *Nature Communications*, 9(1), 913. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03306-9>.
- Farooq, T. H., Li, Z., Yan, W., Shakoob, A., Kumar, U., Shabbir, R., Peng, Y., Gayathiri, E., Alotaibi, S. S., Wróbel, J., Kalaji, H. M., & Chen, X. (2022). Variations in litterfall dynamics, C: N: P stoichiometry and associated nutrient return in pure and mixed stands of camphor tree and masson pine forests. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 903039. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.903039>.
- Flórez-Flórez, C. P., León-Peláez, J. D., Osorio-Vega, N. W., & Restrepo-Llano, M. F. (2013). Nutrient dynamics in forest plantations of *Azadirachta indica* (Meliaceae) established for restoration of degraded lands in Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 61(2), 515-529. <https://doi.org/10.15517/rbt.v61i2.11144>.
- García, M. E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. UNAM. México, D.F. Instituto de Geografía.
- Gaspar-Santos, E. S., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., & Álvarez-Solís, J. D. (2015). Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque (Valdivia)*, 36(3), 467-480. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000300013>.
- Giweta, M. (2020). Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. *Journal of Ecology and Environment*, 44(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s41610-020-0151-2>.
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., Tena-Flores, J. A., Raucho-González, L., & López-Enríquez, I. L. (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botánica Mexicana*, 100, 351-403. <https://acortar.link/81Zee0>.
- González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Ramírez-Lozano, R. G., Pando-Moreno, M., & Fernández, C. J. (2011). Litterfall deposition and leaf litter nutrient return in different locations at Northeastern Mexico. *Plant Ecology*, 212, 1747-1757. <https://doi.org/10.1007/s11258-011-9952-9>.
- González-Rodríguez, H., Ramírez-Lozano, R. G., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Estrada-Castillón, E., & Arévalo, J. R. (2018). Deposition of litter and nutrients in leaves and twigs in different plant communities of northeastern Mexico. *Journal of Forestry Research*, 29, 1307-1314. <https://doi.org/10.1007/s11676-017-0553-x>.
- González-Rodríguez, H., López-Hernández, J. M., Ramírez-Lozano, R. G., Gómez-Meza, M. V., Cantú-Silva, I., Sarquís-Ramírez, J. I., & Mora-Olivo, A. (2019). Litterfall deposition and

- nutrient return in pine-oak forests and scrublands in northeastern Mexico. *Madera y Bosques*, 25(3). <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2531514>.
- Giácomo, R. G., Pereira, M. G., & Machado, D. L. (2012). Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de cerrado e mata mesofítica na estação ecológica de Pirapitinga-MG. *Ciência Florestal*, 22(4), 669-680. <https://doi.org/10.5902/198050987549>.
- Hagen-Thorn, C. I., Armolatis, K., & Nihlgad, B. (2004). The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195(3), 373-384. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036>.
- Hernández-Merino, V., Manzanares-Miranda, N., Cantú-Silva, I., López-Hernández, J. M., & González-Rodríguez, H. (2022). Litterfall and nutrient deposition in three forest Ecosystems, Northeastern Mexico. *e-CUCBA*, 19(10), 97-104. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.268>.
- Hiremath, A. J., & Ewel, J. J. (2001). Ecosystem nutrient use efficiency, productivity, and nutrient accrual in model tropical communities. *Ecosystems*, 4(7), 669-682. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0036-x>.
- INEGI. (2013). Conjunto de datos vectorial Edafológico escala 1: 250 000 Serie III (Continuo Nacional). <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825236557>.
- Jasińska, J., Sewerński, P., & Puchałka, R. (2020). Litterfall in a scots pine forest on inland Dunes in Central Europe: mass, seasonal dynamics and chemistry. *Forests*, 11(6), 678. <https://doi.org/10.3390/f11060678>.
- Jing, X., Chen, X., Fang, J., Ji, C., Shen, H., Zheng, C., & Zhu, B. (2020). Soil microbial carbon and nutrient constraints are driven more by climate and soil physicochemical properties than by nutrient addition in forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 141, 107657. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107657>.
- Khanna, P. K., Fortmann, H., Meesenburg, H., Eichhorn, J., & Meiwes, K. J. (2009). Biomass and element content of foliage and aboveground litterfall on the three long-term experimental beech sites: Dynamics and significance. *Functioning and Management of European Beech Ecosystems*, 208, 183-205. https://doi.org/10.1007/978-3-642-00340-0_11.
- Karki, H., Bargali, K., & Bargali, S. S. (2021). Spatial and temporal trends in soil N-mineralization rates under the agroforestry systems in Bhabhar belt of Kumaun Himalaya, India. *Agroforestry Systems*, 95(8), 1603-1617. <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00669>.
- König, F. G., Brun, E. J., Schumacher, M. V., & Longhi, S. J. (2002). Devolução de nutrientes via serapilheira em um fragmento de Floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria-RS. *Brasil Florestal*, 72, 45-52. <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2012000600005>.
- Kulmann, M. S. d S., Dick, G., & Valdir-Schumacher, M. (2021). Litterfall and accumulated nutrients in *Pinus taeda* plantation and native forest in Southern Brazil. *Forests*, 12(12), 1791. <https://doi.org/10.3390/f12121791>.
- Lado-Monserrat, L., Lidón, A., & Bautista, I. (2016). Erratum to: Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*, 135, 203-214. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0923-x>.
- Likens, G. E. (2013). Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Millbrook, N.Y, USA.: Springer.
- López-Hernandez, J. M., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., Estrada-Castillón, A. E., Contreras-Guajardo, N. L., & del Valle-Arango, J. I. (2022). Caída de hojarasca y retorno de nutrientes en diferentes comunidades vegetales del Noreste de

México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(1), e2891. <https://doi.org/10.19136/era.a9n1.2891>.

- Marschner, H. (2012). Marschner's mineral nutrition of higher plants. Amsterdam, Netherlands: Academic press.
- Marod, D., Nakashizuka, T., Saitoh, T., Hirai, K., Thinkampheang, S., Asanok, L., Phumphuang, W., Danrad, N., & Pattanakiat, S. (2023). Long term seasonal variability on litterfall in tropical dry forests, Western Thailand. *Forests*, 14(10), 2107. <https://doi.org/10.3390/f14102107>.
- Morffi-Mestre, H., Ángeles-Pérez, G., Powers, J. S., Andrade, J. L., Huechacona-Ruiz, A. H., May-Pat, F., Chi-May, F., & Dupuy, J. M. (2020). Multiple factors influence seasonal and interannual litterfall production in a tropical dry forest in Mexico. *Forests*, 11(12), 1241. <https://doi.org/10.3390/f11121241>.
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).
- NOM-021-SEMARNAT-2000 (Norma Oficial Mexicana). (2002). Antes NOM-021-RECNAT-2000. Establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudio, muestreo y análisis. Diario Oficial de la Federación. D. F.: SEGOB
- Nonghuloo, I. M., Kharbhih, S., Suchiang, B. R., Adhikari, D., Upadhaya, K., & Barik, S. K. (2020). Production, decomposition and nutrient contents of litter in subtropical broadleaved forest surpass those in coniferous forest, Meghalaya. *Tropical Ecology*, 61, 5-12. <https://doi.org/10.1007/s42965-020-00065-x>.
- Novák, J., Kacálek, D., & Dušek, D. (2020). Litterfall nutrient return in thinned young stands with Douglas fir. *Lesnický Casopis*, 66(2), 78-84. <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0006>.
- Ormeño, E., Baldy, V., Ballini, C., Larchevêque, M., Périssol, C., & Fernandez, C. (2006). Effects of environmental factors and leaf chemistry on leaf litter colonization by fungi in a Mediterranean shrubland. *Pedobiologia*, 50(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.07.005>.
- Park, B. B., Rahman, A., Han, S. H., Youn, W. B., Hyun, H. J., Hernández, J., & An, J. Y. (2020). Carbon and nutrient inputs by litterfall in evergreen and deciduous forests in Korea. *Forest*, 11(2), 143. <https://doi.org/10.3390/f11020143>.
- Pezzutti, R. V., Schenone, R. A., Caldato, S. L., Chrapek, C. J., Rojas, A. C., & Fernández, V. R. (2023). Dinámica de la producción y descomposición de hojarasca en rodales de *Pinus elliotii* Engelm. y *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden en el nordeste de Corrientes. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 20(46), 40-57. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v20i46.6599>.
- Porta, C. J., López-Acevedo, R. M., & de Laburu, C. R. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. 2ª. Edición. Madrid.: Mundi-Prensa.
- Quinto-Mosquera, H., Córdoba-Moreno, L., & Minotta-Moreno, M. (2019). Effects of soil fertilization on litter production in tropical rainforests of biogeographic Chocó, Colombia. *Revista Bosque*, 40(3), 315-322. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002019000300315>.
- Ramos-Hernández, C. G., López-Hernández, J. M., Cantú-Silva, I., Yáñez-Díaz, M. I., Himmelsbash, W., & González-Rodríguez, H. (2023). Producción de hojarasca y depósito potencial de micronutrientes de la hojarasca en bosque de pino, encino y pino-encino, en el noreste de México. *e-CUCBA*, 19(10), 72-80. <https://doi.org/10.32870/ecucba.vi19.265>.

- Ramos-Hernández, C. G., López-Hernández, J. M., Cantú-Silva, I., Gómez-Meza, M. V., & González-Rodríguez, H. (2024). Estructura y diversidad en tres ecosistemas forestales del noreste de México. *Polibotánica*, 57, 45-61. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.57.3>
- Reicosky, D. (Ed.). (2018). *Fundamentals: Managing soil health for sustainable agricultura* (Volume 1). London, Burleigh Doods Science Publishing. Doi10.1201/9781351114530.
- Rivera-Vázquez, R., Soto-Pinto, L., Núñez-Colín, C. A., De Jung, B., Hernández-Rivera, M. G., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2013). Producción y tasa de descomposición de hojarasca en Acahual de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20), 20-30.
- Rocha, J. H. T., du Toit, B., & de Moraes-Goncalves, J. L. (2019). Ca and Mg nutrition and its application in *Eucalyptus* and *Pinus plantations*. *Forest Ecology and Management*, 442, 63-78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.062>.
- Sari, R. R., Rozendaal, D. M., Saputra, D. D., Hairiah, K., Roshetko, J. M., & van Noordwijk, M. (2022). Balancing litterfall and decomposition in cacao agroforestry systems. *Plant and Soil*, 473(1-2), 251-271. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05279-z>.
- Sanaei, A., Yuan, Z., Ali, A., Lorean, M., Mori, A. K., Reich, P. B., Jucker, T., Lin, F., Fang, S., Hao, Z., & Wang, X. (2021). Tree species diversity enhances plant-soil interactions in a temperate forest in northeast China. *Forest Ecology and Management*, 491, 119160. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119160>.
- 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(1), 3-11. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00087-9](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00087-9).
- Shen, G., Chen, D., Wu, Y., Liu, L., & Liu, C. (2019). Spatial patterns and estimates of global forest litterfall. *Ecosphere*, 10(2), e02587. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2587>.
- Silveira, N. D., Pereira, M. G., Polidoro, J. C., Tavares, S. R. de L., & Mello, R. B. (2007). Aporte de nutrientes e biomassa via serrapilheira em sistemas agroflorestrais em Paraty (RJ). *Ciência Florestal*, 17(2), 129-136. <https://doi.org/10.5902/198050981944>.
- Steel, R. G. D., & Torrie, J. H. (1980). Principles and procedures of statistics, a biometrical approach (No. Ed. 2). In Principles and procedures of statistics, a biometrical approach. (Issue Ed. 2). McGraw-Hill Kogakusha, Ltd.
- Taylor, P. G., Cleveland, C. C., Soper, F., Weider, E. R., Dobroski, S. Z., Doughty, C. E., & Townsend, A. R. (2019). Greater stem growth, woody allocation, and aboveground biomass in Paleotropical forests than in Neotropical forests. *Ecology*, 100(3), e02589. <https://doi.org/10.1002/ecy.2589>.
- Torres-Duque, F., Gómez-Guerrero, A., Trejo-Téllez, L. I., Reyes-Hernández, V. J., & Correa-Díaz, A. (2022). Stoichiometry of needle litterfall of *Pinus hartwegii* Lindl. in two alpine forests of central. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 28(1), 58-74. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2020.12.077>.
- Verbruggen, N., & Hermans, C. (2013). Physiological and molecular responses to magnesium nutritional imbalance in plants. *Plant and Soil*, 368, 87-99. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1589-0>.
- Villela, D. M., & Proctor, J. (1997). Litterfall mass, chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominant forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. *Biotrópica*, 31(2), 198-211. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00132.x>

- Vitousek, P. (1982). Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *The American Naturalist*, 119(4), 553-572. <https://doi.org/10.1086/283931>.
- Woerner, M. (1989). Métodos químicos para el análisis de suelos calizos de zonas áridas y semiáridas. México. Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Zhang, H., Yuan, W., Dong, W., & Liu, S. (2014). Seasonal patterns of litterfall in forest ecosystem worldwide. *Ecological Complexity*, 20, 240-247. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.01.003>.
- Zhou, G., Guan, L., Wei, X., Tang, X., Liu, S., Liu, J., Zhang, D., & Yan, J. (2008). Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil*, 311, 61-72. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9658-5>.
- Zhou, L., Shalom, A. D. D., Wu, P., Li, S., Jia, Y., & Ma, X. (2015). Litterfall production and nutrient return in different-aged Chinese fir (*Cunninghamia lanceolata*) plantations in South China. *Journal of Forestry Research*, 26(1), 79-89. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0011-y>.
- Zhou, J., Lang, X., Du, B., Zhang, H., Liu, H., Zhang, Y., & Shang, L. (2016). Litterfall and nutrient return in moist evergreen broad-leaved primary forest and mixed subtropical secondary deciduous broad-leaved forest in China. *European Journal of Forest Research*, 135, 77-86. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0918-7>.
- Zhu, X., Jiang, X., Singh, A. K., Zeng, H., Chen, C., Lu, E., & Lui, W. (2022). Reduced litterfall and decomposition alters nutrient cycling following conversion of tropical natural forests to rubber plantations. *Ecological Indicators*, 138, 108819. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108819>.
- Zhu, X., Liu, W., Chen, H., Deng, Y., Chen, C., & Zeng, H. (2019). Effects of forest transition on litterfall, standing litter and related nutrient returns: Implications for forest management in tropical China. *Geoderma*, 333(1), 123-134. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.023>.

Capítulo IV. Modelos de descomposición del mantillo en ecosistemas templados del Noreste de México

RESUMEN

La descomposición del mantillo es un proceso fundamental para mantener la productividad primaria neta y la fertilidad de los ecosistemas forestales. Por tal motivo, se realizó un estudio en el ejido Pablillo, municipio Galeana, Nuevo León, México durante un año para conocer el proceso de descomposición del mantillo en tres ecosistemas forestales de clima templado (pino, encino y pino-encino) que incluyó modelos para predecir la tasa de descomposición. En cada ecosistema se distribuyeron en cinco parcelas de 20 m x 20 m, 60 bolsas de polipropileno negro con 10 g de mantillo. Al comparar los tres tipos de vegetación, la pérdida de masa fue de 14 % para pino, 22 % en pino-encino y 23 % para encino. De acuerdo con el análisis de regresión, los modelos exponencial negativo simple (Olson) y lineal simple mostraron la mejor bondad de ajuste respecto a los modelos logarítmico y de potencia. El modelo lineal simple presentó un mejor ajuste con valores de $R^2=0.719$ (encino), 0.626 (pino) y 0.620 (pino-encino); para el modelo de Olson, el Coeficiente R^2 varió de 0.710 (encino) a 0.617 (pino-encino). La constante de descomposición del modelo de Olson fluctuó de 1.017 (encino) a 0.946 años (pino-encino), y en el modelo lineal simple de 1.009 (encino) a 0.944 años (pino-encino). El proceso de descomposición tuvo diferencias significativas entre ecosistemas atribuibles a la composición química del mantillo. En el ecosistema de pino se presentó el menor porcentaje de descomposición.

Palabras clave: Coeficiente de determinación, ecosistemas templados, mantillo, pino-encino, regresión lineal, tasa de descomposición.

ABSTRACT

Mulch decomposition is an essential process for maintaining the net primary productivity and fertility of forest ecosystems. For this reason, a one-year study was conducted in the Pablillo ejido in Galeana municipality, state of Nuevo León, Mexico, to understand the process of mulch decomposition in three temperate forest ecosystems (pine, oak, and pine-oak) using mathematical models to predict the rate of decomposition. In each ecosystem, 60 black polypropylene bags containing 10 g of mulch were distributed in five 20 m × 20 m plots. When comparing the three vegetation types, mass loss was 14 % for pine, 22 % for pine-oak, and 23 % for oak. According to the regression analysis, the Simple Negative Exponential (Olson) and simple linear models showed the best goodness of fit with respect to the logarithmic and power models. The simple linear model presented a better fit with R^2 values=0.719 (oak), 0.626 (pine), and 0.620 (pine-oak); for the Olson model, the R^2 coefficient ranged from 0.710 (oak) to 0.617 (pine-oak). The decomposition process showed significant differences between ecosystems attributable to the chemical composition of the mulch. The pine ecosystem showed the lowest decomposition percentage.

Key words: Coefficient of determination, temperate ecosystems, mulch, pine-oak, linear regression, decomposition rate.

1. INTRODUCCIÓN

La descomposición de la materia orgánica aportada por el mantillo es la precursora y reguladora de los patrones de disponibilidad de nutrientes, es la responsable del abastecimiento, en parte, del flujo de energía en los ecosistemas forestales (Weltzin *et al.*, 2005). Se estima que del total de nutrientes que las plantas necesitan, 80 % se libera durante este proceso de descomposición (Liu *et al.*, 2006; Sayer *et al.*, 2020), por lo que es clave para el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, ya que favorece las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo (Liu *et al.*, 2004; Castellanos y León, 2010).

La descomposición del mantillo y del suelo tiene reguladores en común que actúan de forma diferente, por ejemplo, la aireación del suelo afecta la descomposición de la materia orgánica, pero muy poco la del mantillo. Otros reguladores que inciden de manera directa sobre el proceso de descomposición son el clima, la composición de la hojarasca, la fauna edáfica y los microorganismos (Pando-Moreno *et al.*, 2018); la estructura y composición de la vegetación son algunos de los factores más importantes, ya que determinan la variación local en los procesos de acumulación y descomposición del mantillo (Gaspar-Santos *et al.*, 2015).

Cornelissen (1996) destaca que la composición química del mantillo es un elemento clave en la velocidad a la cual la materia orgánica se descompone. Por lo general, el proceso de descomposición de la materia orgánica aportada por el mantillo consta de dos etapas: una inicial de rápido desarrollo debido a la lixiviación de compuestos solubles y a la descomposición de azúcares, fenoles y proteínas (Arellano *et al.*, 2004), y una segunda fase caracterizada por una descomposición más lenta debido al contenido de celulosa, lignina y hemicelulosa (sustancias recalcitrantes), lo cual resulta en una menor tasa de descomposición (Crespo, 2015).

En los ecosistemas forestales de clima templado donde predominan los géneros *Pinus* y *Quercus*, el proceso de descomposición *in situ* ha evidenciado que ciertas variables climáticas, la composición y distribución de especies, suelen ser factores que determinan la tasa o dinámica de pérdida de masa (Moreno *et al.*, 2018). Por lo tanto, el estudio del proceso de descomposición del mantillo en los ecosistemas templados es fundamental para lograr una comprensión, a mayor escala, sobre la liberación de nutrientes (Bohara *et al.*, 2019). Es por ello que el objetivo del presente trabajo fue conocer el proceso de descomposición del mantillo en ecosistemas de pino, encino y pino-encino que incluyó modelos para predecir la tasa de descomposición en cada comunidad vegetal, a partir de la siguiente hipótesis: la descomposición en el ecosistema de pino es más lenta que en los ecosistemas de encino y pino-encino, donde el mantillo posee diversas características fisicoquímicas debido a las condiciones de la estructura de la vegetación.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La presente investigación se llevó a cabo en tres diferentes ecosistemas (pino, encino y pino-encino), los cuales se localizan en el ejido Pabillo, municipio de Galeana, Nuevo León (Figura 13), cuyo clima es de tipo árido, templado, con lluvias entre verano e invierno mayores a 18 % anual (García, 2004). Las comunidades vegetales predominantes en la zona corresponden a matorrales y bosques de coníferas con presencia de *Pinus pseudostrobus* Lindl. y rodales mixtos con *Pinus teocote* Schldl. & Cham., *P. ayacahuite* var. *brachyptera* Shaw, *P. arizonica* Engelm., *P. cembroides* Zucc., *P. hartwegii* Lindl., *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco var. *glauca* (Mayr) Franco y la asociación *Pinus pseudostrobus* con *Quercus* spp. y *Quercus sideroxyla* Bonpl., en segundo término: *Pinus culminicola* Andresen & Beaman, *Arbutus glandulosa* M. Martens & Galeotti, *Quercus crassifolia* Bonpl., *Alnus acuminata* Kunth y *Juniperus deppeana* Steud. var. *robusta* Martínez (Tapia y Návar, 2011).

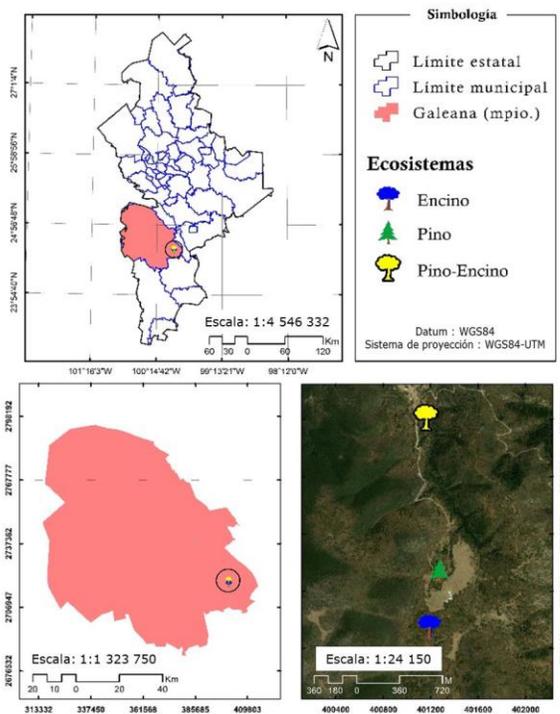


Figura 13. Localización de los sitios de estudio en el municipio de Galeana, Nuevo.

El intervalo altitudinal en el que se desarrollan los ecosistemas bajo estudio es de 2,267 msnm para pino (ubicación geográfica: 24°34'44.34" N; 99°58'30.12" O), 2,313 msnm para encino (ubicación geográfica: 24°34'28.32" N; 99°58'33.180" O) y 2 160 msnm para encino-pino (ubicación geográfica: 24°35'27.66" N; 99°58'34.50" O).

2.2. Descomposición del mantillo y frecuencia de recolecta

Con base en el método de bolsas de descomposición propuesto por Bockock y Gilbert (1957), se evaluó durante un periodo de un año en condiciones de intemperie el proceso de descomposición del mantillo en tres ecosistemas templados. El mantillo corresponde a todo aquel material que se forma una vez que la hojarasca cae al suelo formando un estrato orgánico (Pérez-Vázquez *et al.*, 2021); se manejó en los tres ecosistemas de manera uniforme, para ello se colocaron 10 g de peso seco de una mezcla uniforme de los componentes de la hojarasca (hojas, ramas, corteza, estructuras reproductivas y otros componentes misceláneos), la cual fue recolectada en cada uno de los ecosistemas un mes antes de iniciar el experimento con la finalidad de que fuera material fresco y se colocó en bolsas de papel, posteriormente, se secó a 65 °C. La recolecta se realizó de manera aleatoria en cada sitio (López-Hernández *et al.*, 2018).

Por tipo de ecosistema, se utilizó un total de 60 bolsas de descomposición, se distribuyeron 12 al azar en cinco parcelas experimentales de 20 m x 20 m, colindantes entre ellas a fin de cubrir el total de la superficie del sitio en cada ecosistema. Las bolsas fueron de tela nylon de 1 mm de apertura, con dimensiones de 25 cm x 20 cm (Rodríguez *et al.*, 2019), lo que permite que los invertebrados detritívoros tengan acceso a su interior, pero minimizan las pérdidas por fragmentación (Martínez-Atencia *et al.*, 2020). Cada bolsa se colocó en la superficie del suelo, sin alterar las condiciones del sustrato en descomposición para evitar que se modificaran las condiciones naturales en las cuales se desarrollan los microorganismos descomponedores, además de mantener el contacto con la materia orgánica del suelo (Rodríguez *et al.*, 2019).

La evaluación se llevó a cabo durante 12 fechas de muestreo correspondientes al periodo de febrero de 2021 a enero de 2022; se recolectaron cinco bolsas por parcela y ecosistema de estudio cada 30 días. El material se transportó al Laboratorio de Química de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, donde se aplicó la metodología propuesta por López-Hernández *et al.* (2018) para secarlo en una estufa de aire forzado (*Felisa*® modelo FE-292AD) a una temperatura constante de 65 °C hasta obtener un peso constante (g). En diversos trabajos (Rivera *et al.*, 2013; Tapia-Coronado *et al.*, 2022) se considera que las partículas del suelo que se adhieren al material vegetal no alteran los resultados y pueden considerarse despreciables, sin embargo, con el fin de eliminarlas, las submuestras se limpiaron con un pincel. El peso remanente (g) del mantillo de cada repetición se obtuvo para estimar el grado de la descomposición mediante la diferencia del peso inicial y el peso final de cada fecha de muestreo, ambos se registraron con una balanza digital *Sartorius*® modelo *Laboratory LC 620 S* con resolución de 0.001 g.

Mediante el Modelo simple exponencial negativo propuesto por Olson (1963), se estimó la tasa de descomposición de la mezcla uniforme de los componentes del mantillo (10 g) para cada ecosistema. Además del Modelo exponencial de Olson (1963), y con el fin de estimar las tasas de descomposición del mantillo, se probaron otros modelos matemáticos (lineal simple, logarítmico y de potencia) para determinar cuál presentaba un mejor ajuste en la estimación de la tasa de descomposición, en comparación con el modelo de referencia:

$$\text{Modelo 1 (Olson, 1963): } H(t) = \beta_0 \times e^{-\beta_1 \times t}$$

$$\text{Modelo 2 (Moreno et al., 2018): } H(t) = \beta_0 \times \beta_1 \times t$$

$$\text{Modelo 3 (Moreno et al., 2018): } \ln H(t) = \beta_0 + \beta_1 \times \ln(t)$$

$$\text{Modelo 4 (Moreno et al., 2018): } H(t) = \beta_0 \times t^{\beta_1}$$

Donde:

H = Fracción del mantillo remanente (años)

t = Tiempo (años)

\ln = Logaritmo natural

β_0 = Porcentaje de peso inicial de mantillo

β_1 = Tasa de descomposición del mantillo

2.3. Análisis estadísticos

Los promedios de la fracción del mantillo remanente, por fecha de muestreo y ecosistema se sometieron a un análisis estadístico para probar los supuestos de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors) y de homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) (Ott, 2001). Dado que ambos supuestos fueron demostrados, se realizó un análisis de varianza de acuerdo a un diseño experimental con un criterio de clasificación (Steel y Torrie, 1980) para detectar diferencias en la cantidad de la fracción del mantillo remanente entre los ecosistemas forestales para cada fecha de muestreo. La comparación de medias de la fracción del mantillo remanente por fecha se realizó mediante la prueba HDS ($p=0.05$) de Tukey (Ott, 2001). La evaluación de la bondad de ajuste de cada modelo utilizado para determinar la tasa de descomposición del mantillo se hizo a partir de las gráficas de los residuos, los valores de la Raíz del cuadrado medio del error, y con base en los coeficientes de determinación (R^2) y de correlación (r) de Pearson (Ott, 2001). Todos los análisis estadísticos se efectuaron con el paquete estadístico Statistical Package for Social Sciences (SPSS por sus siglas en inglés) versión 22.0 para Windows (IBM, 2016).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Descomposición del mantillo

En el Cuadro 13 se presentan los promedios de la fracción del mantillo remanente por cada ecosistema. Los estadísticos y valores de p de la prueba de Kolmogorov-Smirnov y la prueba de Levene (L), así como los valores F y p del análisis de varianza por fecha de muestreo, también se incluyen. De acuerdo con la prueba HDS de Tukey, la mayoría de las fechas de recolecta presentaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ecosistemas, a excepción de la cuarta (MAY-21), sexta (JUL-21) y última fecha (ENE-22) de muestreo.

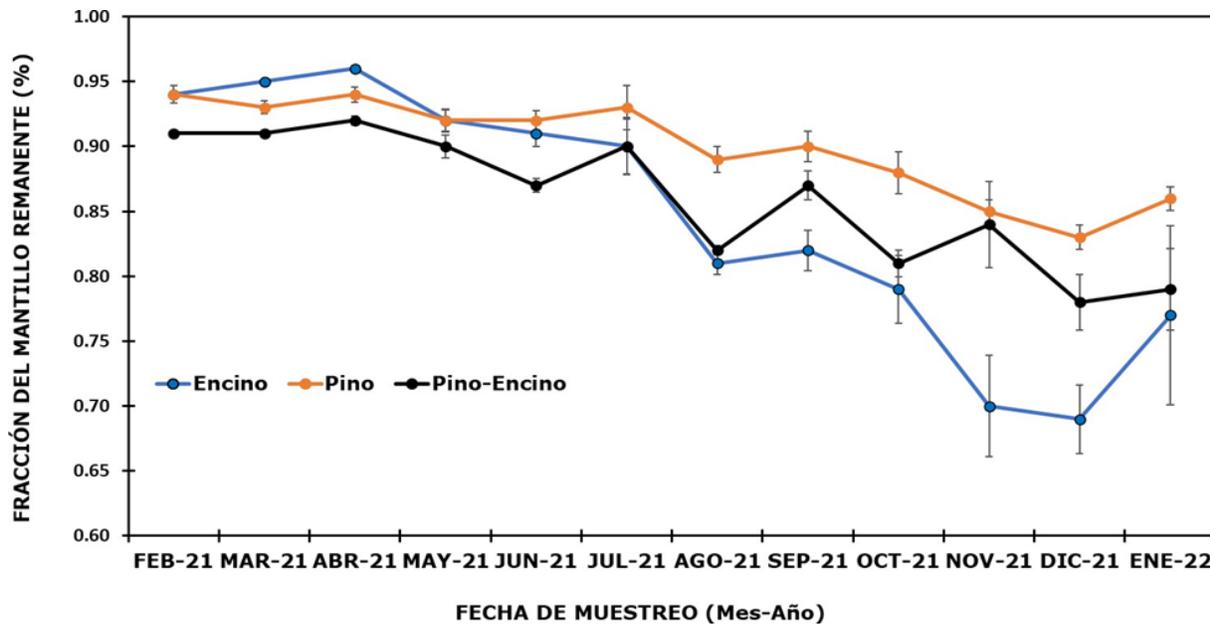
Cuadro 13. Promedios de la fracción del mantillo remanente por fecha de recolecta y ecosistema.

Fecha de colecta	Fracción del mantillo remanente por ecosistema forestal			K-S	Valor p	Valor L	Valor p	Valor F	Valor p	EEEM
	Encino	Pino	Pino-Encino							
	1. FEB-21	0.944 ^a	0.935 ^a							
2. MAR-21	0.947 ^a	0.928 ^b	0.914 ^c	0.218	0.052	1.69	0.225	25.95	0.001	0.0033
3. ABR-21	0.958 ^a	0.944 ^a	0.920 ^b	0.142	0.2	1.86	0.198	21.14	0.001	0.0042
4. MAY-21	0.924 ^a	0.920 ^a	0.905 ^a	0.156	0.2	0.03	0.975	1.46	0.27	0.0085
5. JUN-21	0.907 ^a	0.918 ^a	0.871 ^b	0.118	0.2	1.01	0.392	9.58	0.003	0.0078
6. JUL-21	0.897 ^a	0.928 ^a	0.896 ^a	0.2	0.111	0.05	0.951	0.82	0.462	0.0201
7. AGO-21	0.812 ^b	0.891 ^a	0.820 ^b	0.206	0.085	1.63	0.237	30.5	0.001	0.0079
8. SEP-21	0.819 ^b	0.904 ^a	0.866 ^{ab}	0.12	0.2	0.32	0.731	10.58	0.002	0.013
9. OCT-21	0.792 ^b	0.880 ^a	0.806 ^{ab}	0.171	0.2	1.24	0.33	5.18	0.029	0.0213
10. NOV-21	0.704 ^b	0.848 ^a	0.838 ^a	0.196	0.148	1.45	0.276	7.61	0.008	0.0322
11. DIC-21	0.692 ^b	0.826 ^a	0.776 ^a	0.161	0.2	1.45	0.281	12.79	0.002	0.0198
12. ENE-22	0.765 ^a	0.857 ^a	0.788 ^a	0.23	0.187	7.36	0.024	1.18	0.369	0.0441

EEEM = Error Estándar Estimado de la Media. ** Medias de la fracción del mantillo remanente con la misma letra no son estadísticamente diferentes ($p > 0.05$) de acuerdo a la prueba HDS de Tukey.

En la Figura 14 se presenta la dinámica de la fracción del mantillo remanente para los tres ecosistemas durante el periodo de estudio. En las primeras tres fechas (FEB-21 a ABR-21), la fracción remanente del mantillo fluctuó de 0.913 (ecosistema de pino-encino) a 0.958 (ecosistema de encino). Entre ABR-21 y DIC-21, la fracción del mantillo remanente en el ecosistema de pino disminuyó gradualmente hasta 0.83 %, mientras que en los ecosistemas pino-encino y encino dicha fracción fue de 0.78 % y 0.69 %, respectivamente; la descomposición fue más notoria en el ecosistema de encino. Con respecto a la última fecha de recolecta (ENE-22), se observó un ligero aumento en la fracción remanente del mantillo en los tres ecosistemas, que de acuerdo con Pinos *et al.* (2017), este fenómeno sucede debido a las condiciones climáticas particulares que se desarrollan durante el proceso de descomposición, las cuales actúan de manera directa retardando o aumentando el proceso. En este mismo sentido, von Arx *et al.* (2012) aseguran que el proceso de descomposición es fuertemente influenciado por características del clima como

humedad, temperatura y precipitación que inciden de manera activa retardando la descomposición durante periodos de tiempo específicos, e incluso lo detienen.



Cada valor graficado representa la media de n_{ij} observaciones del ecosistema i en la fecha de muestreo j , con $i = 1, 2, 3$; $j = 1, \dots, 12 \pm$ Error típico de la media.

Figura 14. Fracción del mantillo remanente de los tres tipos de ecosistemas.

Los resultados del presente estudio son congruentes con la investigación realizada por Xuluc-Tolosa *et al.* (2003), pero difieren de lo documentado por Torres *et al.* (2018), quienes indican que la tasa de descomposición en los primeros meses es mayor y después la pendiente se vuelve más lenta y se reduce significativamente, lo cual responde en gran medida al tipo de ecosistema estudiado; la rápida pérdida de masa en el primer periodo se asocia a la baja presencia de taninos y nitrógeno que se liberan durante el proceso de descomposición de especies asociadas a manglares. Por el contrario, los ecosistemas forestales templados pueden presentar un proceso de descomposición lento en la primera fase debido a la composición química de las acículas de los pinos (Moreno *et al.*, 2018).

Rivera *et al.* (2013) señalan que la primera etapa es controlada por la fragmentación que realiza la fauna edáfica y se relaciona con los compuestos solubles en agua, mientras que la segunda etapa tiene una relación más directa con el contenido de lignina presente en el mantillo, lo cual provoca que la descomposición sea más lenta. Lo anterior puede explicar las diferencias en la descomposición del mantillo en el ecosistema de pino, que fue más lenta, con respecto a la degradación de la hojarasca del ecosistema de encino (Figura 14).

Estos razonamientos permiten suponer diferencias en la composición química entre los mantillos de los ecosistemas estudiados. Al respecto, Bruno-Eutimio *et al.* (2022) documentan que la composición química del mantillo es un factor determinante que se refleja durante el proceso de descomposición. En ese mismo sentido, Avendaño-Yáñez *et al.* (2020) y Berg y McClaugherty (2020) concluyen que las diferencias observadas durante el proceso de descomposición se asocian al tipo de hojarasca y su composición química, lo que puede pausar o impulsar el proceso en diferentes ecosistemas. El porcentaje de descomposición del mantillo al final del estudio fue de 14 % para el ecosistema de pino, 22 % para el de pino-encino y 23 % para el de encino.

De acuerdo con los resultados de Rodríguez *et al.* (2019), la pérdida de la fracción del mantillo remanente para los ecosistemas de pino, encino y pino-encino fue de 17, 27 y 23 %, respectivamente, los cuales coinciden con los intervalos observados en el presente estudio, por lo que el proceso de descomposición en ecosistemas de pino, encino y pino-encino sigue una tendencia, aun cuando dichos ecosistemas se sitúen en diferentes zonas, con distintos tipos de suelo y características particulares, además estas similitudes pueden explicarse a escala local por la composición química del mantillo típica de los bosques mixtos, los cuales generalmente tienen baja fertilidad (Reed *et al.*, 2012).

De acuerdo con la investigación desarrollada por Soong *et al.* (2015) bajo condiciones de laboratorio en la Universidad Estatal de Colorado, las pérdidas de la fracción del mantillo para pino (*Pinus ponderosa* P. Lawson & C. Lawson) es de 28 % y para encino (*Quercus macrocarpa* Michx.) de 58 %, con una mayor descomposición en comparación con los resultados de la presente investigación para el encino, resultados que se asocian a diversos factores que actúan pasivamente en el proceso de descomposición, por ejemplo: factores químicos y bióticos que tienen un papel fundamental en el comportamiento de la pérdida de masa del mantillo, aun cuando se trate de especies del mismo género (Bangroo *et al.*, 2017).

Un factor importante que se debe considerar en los estudios de descomposición del mantillo es el tiempo para evaluar el proceso de pérdida de masa, asociado principalmente a los ecosistemas forestales, tal como lo sugiere Prescott (2005) quien indica que los patrones de descomposición pueden modificarse en experimentos de larga duración, ya que el porcentaje de descomposición del mantillo a largo plazo alcanza una desintegración mayor y con ello se logra una mejor comprensión del proceso. En este sentido, Horodecki y Jagodziński (2019), documentan que para comprender procesos como la mineralización y humificación es necesario analizar por completo el proceso, lo que deriva en una comprensión más precisa de la liberación de nutrientes.

El periodo de estudio de la presente investigación fue de un año, considerado como el conveniente para especies de climas templados asociadas a ecosistemas forestales (Edwards, 1977; Rocha-Loredo *et al.*, 2009; López-Hernández *et al.*, 2018), el cual comparado con otros estudios en ecosistemas de climas tropicales es suficiente para estabilizar el proceso de descomposición. Por ejemplo, Oliveira *et al.* (2019) solo analizaron la descomposición de la hojarasca en un periodo de 136 días para *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster, y concluyen que la masa residual del mantillo después de un día de descomposición se suma a la masa del mantillo recién depositada que sigue descomponiéndose día tras día, por lo que es un proceso continuo que requiere estudiarse en intervalos de tiempo continuos. Rivera *et al.* (2013) estudiaron el proceso de desintegración de la materia orgánica en un ecosistema templado en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote durante 223 días, en el cual incluyeron varias especies, entre ellas: *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., *Salix bonplandiana* Kunth, *Cecropia peltata* L., *Heliocarpus appendiculatus* Turcz. y *Mastichodendron capiri* (A. DC.) Cronquist. El factor más determinante en el proceso de descomposición fue la edad de los individuos. Tapia-Coronado *et al.* (2022) en 210 días analizaron el comportamiento de la descomposición de hojarasca de especies forestales [*Gmelina arborea* Roxb. ex Sm., *Tabebuia rosea* (Bertol.) DC. y *Acacia mangium* Willd.] en sistemas silvopastoriles de clima seco tropical, cuyo proceso de descomposición es similar al del presente trabajo, con una pérdida de material inicial rápida que favorece la liberación activa de nutrientes, para después volverse un proceso más lento. Zhang *et al.* (2008) observaron que las variaciones en las tasas de descomposición del mantillo se deben, principalmente, a las diferencias en la calidad de la hojarasca, los diversos microclimas, el tipo y la composición de la comunidad microbiana y las propiedades del suelo, entre los cuales destaca la calidad del mantillo como el principal factor en el proceso de descomposición.

En general, los bosques latifoliados en donde las precipitaciones y temperaturas son altas, el proceso de descomposición suele ser más acelerado que aquellos ecosistemas en los que la temperatura y precipitación son menores, por ejemplo, los bosques de coníferas. Asimismo, otro factor determinante es la acidez de los suelos en los bosques de coníferas, que, al ser más ácidos respecto a otros ecosistemas, por ejemplo, los pastizales, limita las actividades microbianas y por tanto disminuyen el proceso de descomposición del mantillo (Gholz *et al.*, 2000).

3.2. Modelos de descomposición del mantillo

En lo que respecta a los valores de los estadísticos de ajuste de los cuatro modelos de descomposición evaluados, se describen en el Cuadro 14; se observa que el Coeficiente de

determinación presentó una fluctuación de 0.455 a 0.719, valores relativamente más bajos en relación con los documentados por Moreno *et al.* (2018) en ecosistemas mixtos (0.965 a 0.069), y Rodríguez *et al.* (2019) quienes refieren para este estadístico un intervalo entre 0.577 y 0.899 en ecosistemas forestales del norte del país.

Cuadro 14. Modelos de regresión ajustados para la estimación de la fracción del mantillo remanente durante el periodo de estudio para los tres tipos de ecosistemas.

Modelos	Ecosistema	Coeficiente estimado		Intervalos del 95 % de confianza		Coeficiente estimado		Intervalos del 95 % de confianza		Estadísticos		
		β_0	LI β_0	LS β_0	β_1	LI β_1	LS β_1	R ²	RCME	Coeficiente de Pearson		
Exponencial	Encino	1.017	0.983	1.051	0.352	0.290	0.414	0.710	0.054	0.843		
	Pino	0.961	0.946	0.976	0.128	0.101	0.156	0.621	0.026	0.788		
	Pino-Encino	0.946	0.926	0.967	0.180	0.141	0.220	0.617	0.034	0.785		
Línea simple	Encino	1.009	0.979	1.039	-0.303	-0.354	-0.252	0.719	0.053	0.848		
	Pino	0.960	0.946	0.975	-0.116	-0.141	-0.092	0.626	0.025	0.791		
	Pino-Encino	0.944	0.924	0.963	-0.156	-0.190	-0.123	0.62	0.034	0.788		
Logarítmico	Encino	-0.276	-0.312	-0.240	-0.126	-0.157	-0.094	0.537	0.085	0.733		
	Pino	-0.144	-0.158	-0.130	-0.044	-0.056	-0.031	0.462	0.034	0.680		
	Pino-Encino	-0.203	-0.224	-0.183	-0.063	-0.081	-0.045	0.489	0.047	0.699		
Potencia	Encino	0.770	0.744	0.797	-0.112	-0.140	-0.084	0.543	0.068	0.737		
	Pino	0.867	0.854	0.880	-0.042	-0.054	-0.029	0.455	0.031	0.675		
	Pino-Encino	0.819	0.802	0.836	-0.059	-0.076	-0.042	0.485	0.040	0.696		

β_0 y β_1 = Coeficientes del modelo; LI y LS = Límite inferior y superior de los coeficientes del modelo, respectivamente; R² = Coeficiente de determinación; RCME = Raíz del cuadrado medio del error.

Los valores obtenidos del ajuste de los modelos en los tres ecosistemas bajo estudio para el Coeficiente de correlación variaron de 0.675 a 0.848, los cuales son bajos en comparación con los citados por Del Valle-Arango (2003) con 0.966, e Ibarra *et al.* (2011) con 0.946. El Modelo exponencial negativo simple (Olson, 1963) presentó un buen ajuste de acuerdo con el Coeficiente de determinación, el cual fluctuó de 0.617 (ecosistema de pino-encino) a 0.710 (ecosistema de encino). El Coeficiente de correlación de Pearson se distribuyó entre 0.785 y 0.843. Este modelo es el más usado para describir la tasa de descomposición del mantillo (Swift *et al.*, 1981; Burghouts *et al.*, 1998; Gama-Rodrigues *et al.*, 2003; Tapia-Coronado *et al.*, 2022).

Al Modelo lineal simple correspondió un Coeficiente de determinación (R²) de 0.620 (ecosistema de pino-encino) a 0.719 (ecosistema de encino). Respecto a los modelos logarítmico y potencia, presentaron coeficientes de determinación bajos (0.462 a 0.543), con respecto a los modelos exponencial y lineal simple.

3.3. Tasa de descomposición

La velocidad de descomposición (constante k) del mantillo dada por los modelos exponencial y lineal simple, los cuales se consideraron como referencia con base en los valores más altos de los coeficientes de determinación, se presentan en el Cuadro 14; se observa que dicha constante para los tres ecosistemas fue de 0.352, 0.180 y 0.128, respectivamente, a partir de los cuales se estimó el tiempo teórico requerido para que se degrade 25, 50 y 75 % del mantillo. Los valores estimados, de acuerdo con el modelo propuesto por Olson (1963) fueron de 0.866 (ecosistema de encino) hasta 10.455 años (ecosistema de pino) (Cuadro 3).

Cuadro 15. Tiempo estimado (años) para desintegrar el 25 % ($t_{0.25}$), 50 % ($t_{0.5}$) y 75 % ($t_{0.75}$) del mantillo en los tres tipos de ecosistemas.

Modelo	PD	Ecosistemas								
		Encino			Pino			Pino-Encino		
		Estimación	LI	LS	Estimación	LI	LS	Estimación	LI	LS
Exponencial	25	0.866	0.656	0.934	1.929	1.690	2.294	1.289	1.156	1.494
	50	2.018	1.635	2.330	5.076	4.285	6.291	3.534	2.997	4.368
	75	3.985	3.309	4.717	10.455	8.721	13.123	7.370	6.144	9.281
Lineal Simple	25	0.854	0.646	1.147	1.803	1.389	2.434	1.240	0.918	1.739
	50	1.678	1.351	2.138	3.942	3.159	5.137	2.835	2.230	3.772
	75	2.503	2.056	3.130	6.080	4.928	7.840	4.430	3.542	5.805

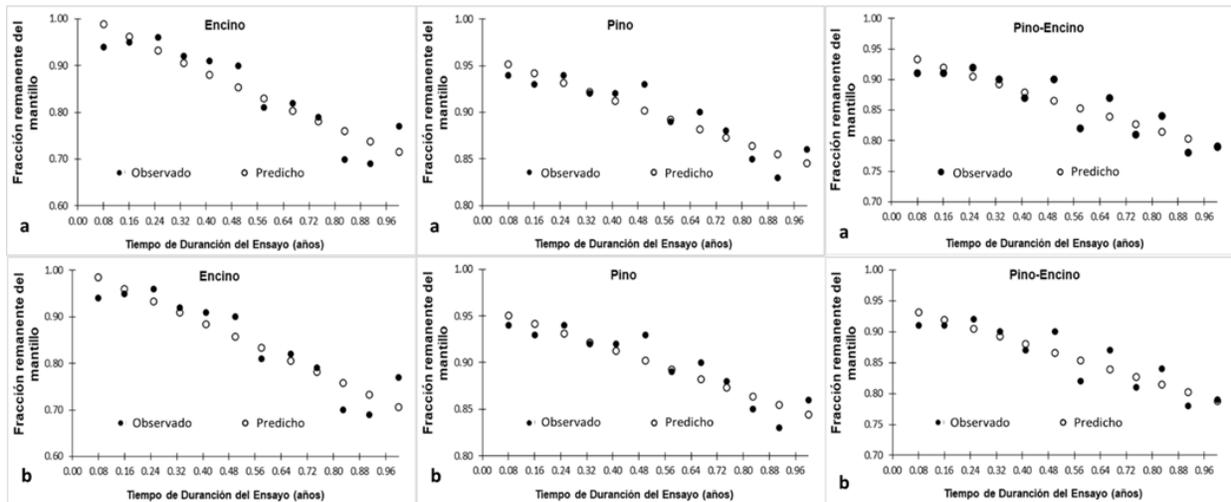
PD = Porcentaje de descomposición; LI = Límite Inferior; LS = Límite Superior. Ambos límites con un intervalo de 95 % de confianza.

En relación a los valores de la constante de descomposición (k) del Modelo lineal simple, variaron de -0.116 (ecosistema de pino-encino) hasta -0.303 (ecosistema de encino) (Cuadro 2). En lo referente a las estimaciones del tiempo necesario para degradar el mantillo 25, 50 y 75 %, fluctuó de 0.854 (ecosistema de encino) hasta 6.080 años (ecosistema de pino) (Cuadro 3). Estos resultados indican, de manera general, que la estimación de la descomposición del mantillo es mayor con el modelo de Olson respecto a cuándo se utiliza el Modelo lineal simple, ya que los tiempos promedios de descomposición son más altos. Cabe puntualizar que los tiempos de descomposición del mantillo a 25, 50 y 75 % en ambos modelos, deben de considerarse con reserva, ya que las condiciones ambientales, tanto bióticas como abióticas y químicas, no se mantienen constantes.

En este sentido, Tresch *et al.* (2019) señalan que el proceso está influenciado por las condiciones ambientales de cada sitio, las cuales modifican las tasas de descomposición; Correa-Araneda *et al.* (2020) hacen referencia a que las condiciones ambientales que predominan en intervalos de tiempo específicos, controlan la descomposición a través de diversos procesos directos e

indirectos que rara vez son constantes, por ejemplo, Bölscher *et al.* (2020) mencionan que las altas temperaturas y las precipitaciones facilitan la acidificación del suelo, lo que probablemente aumente la presencia de agentes descomponedores, y por ende las actividades microbianas, las que pueden ser alteradas por fenómenos climáticos extraordinarios, y en consecuencia se modifican las tasas de descomposición.

En la Figura 15, se ilustra la dispersión de los datos (observados y predichos) de la fracción remanente del mantillo considerando el Modelo exponencial y el Modelo lineal simple durante el periodo de estudio en los tres ecosistemas forestales de clima templado.



a = Valores predichos obtenidos con referencia al Modelo exponencial para cada ecosistema bajo estudio; b= Valores predichos obtenidos con referencia al Modelo lineal simple para cada ecosistema bajo estudio.

Figura 15. Valores observados y predichos de la descomposición del mantillo durante el tiempo (año) del ensayo en cada ecosistema.

Los valores de k en comparación con los obtenidos para otros ecosistemas parecen bajos. Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009) registraron en bosques de pino-encino, pino y encino una constante k de 1.40, 1.44 y 1.74, respectivamente, en tanto que Rivera *et al.* (2013) estimaron que para degradar 50 y 99 % del mantillo en selva baja caducifolia, el tiempo requerido es de 75.9 y 504.3 días, respectivamente. Tapia-Coronado *et al.* (2022) documentaron que la tasa de descomposición para especies forestales es más acelerada en comparación con la de gramíneas, con valores de k de 1.77, lo cual permite inferir que la velocidad de descomposición del mantillo está influenciada por la composición de especies vegetales y su distribución (Peña-Peña e Irmiler, 2016; Djukic *et al.*, 2018). En el presente estudio no se consideró el análisis químico de los componentes del mantillo, por lo que es posible asumir que las diferencias en los valores de la Constante de descomposición (k) entre los ecosistemas estudiados dependa directamente de la

composición de especies y la etapa sucesional de los ecosistemas, como lo indican Rocha-Loredo y Ramírez-Marcial (2009). Por otra parte, los componentes nutricionales y estructurales del mantillo son factores que actúan de manera directa en las tasas de descomposición y explican sus diferencias, aun cuando estas no suelen estudiarse (Berg y McClaugherty, 2020).

4. CONCLUSIONES

El proceso de descomposición del mantillo en los tres ecosistemas fue diferente durante el periodo experimental. El ecosistema de pino presenta el menor porcentaje (14 %) de descomposición con respecto al de encino (23 %) y pino-encino (22 %), lo cual sugiere que la calidad del material orgánico tiene una relación directa en el proceso. En el ecosistema de encino la descomposición más acelerada implica una liberación más rápida de nutrientes, por consiguiente, una mejor calidad. Además, la composición de especies tiene un papel fundamental, aunque la composición química de la hojarasca y los factores ambientales son los principales reguladores. La distribución y composición de especies son factores que inciden en el aporte del material orgánico.

Dadas las condiciones de los ecosistemas estudiados, los modelos con mejor ajuste para predecir la descomposición del mantillo son el exponencial y lineal simple.

En cuanto a la tasa de descomposiciones estimada para los tres ecosistemas, el tiempo requerido presenta una diferencia para todos los porcentajes de descomposición de acuerdo con los modelos de referencia. Con base en el Modelo exponencial, al ecosistema de encino corresponde el menor tiempo (0.866 años), seguido de pino-encino (1.156 años) y pino (1.929 años), estos resultados se deben, en parte, a la composición química del material recalcitrante. Respecto a las tasas de descomposición estimadas con el Modelo lineal simple, en el ecosistema de pino se necesita mayor tiempo debido a la presencia de sustancias químicas en las acículas de pino.

5. LITERATURA CITADA

- Arellano, R., Paolini, J., Vásquez, L., & Mora, E. (2004). Producción y descomposición de hojarasca en tres agroecosistemas de café en el estado de Trujillo, Venezuela. *Revista Forestal Venezolana*, 48(1), 7-14.
- Avendaño-Yáñez, M., Quiroz-Martínez, S., Pérez-Elizalde, S., & López-Ortiz, S. (2020). Litterfall from tropical dry forest trees scattered in pastures. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(3), 409-418. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.12.092>.
- Bangroo, S. A., Najar, G. R., & Rasool, A. (2017). Effect of altitude and aspect on soil organic carbon and nitrogen stocks in the Himalayan Mawer Forest Range. *Catena*, 158, 63-68. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.06.017>.
- Berg, B. & McLaugherty, C. (2020). Plant Litter: Decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer Nature. Cham, ZG, Switzerland. 332 p.
- Bocock, K. L., & Gilbert, O. J. W. (1957). The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil*, 9, 179-185. <https://doi.org/10.1007/BF01398924>.
- Bohara, M., Yadav, R. K. P., Dong, W., Cao, J., & Hu, C. (2019). Nutrient and isotopic dynamics of litter decomposition from different land uses in naturally restoring Taihang Mountain, North China. *Sustainability*, 11(6), 1752. <https://doi.org/10.3390/su11061752>.
- Bölscher, T., Agren, G. I., & Herrmann, A. M. (2020). Land-use alters the temperature response of microbial carbon-use efficiency in soils—a consumption-based approach. *Soil Biology and Biochemistry*, 140, 107639. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107639>.
- Bruno-Eutimio, D. I., Avendaño-Yáñez, M. D. L. L., Perroni, Y., Salinas-Ruíz, J., Vargas-Mendoza, M. D. L. C., & López-Ortiz, S. (2022). Descomposición y liberación de nutrientes de la hojarasca de árboles en pastizales. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(3), e3205. <https://doi.org/10.19136/era.a9n3.3205>.
- Burghouts, T. B., Van-Straalen, N. M., & Bruijnzeel, L. A. (1998). Spatial heterogeneity of element and litter turnover in a Bornean rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 14(4), 477-506. <https://doi.org/10.1017/S0266467498000352>.
- Castellanos-Barliza, J., & León-Peláez, J. D. (2010). Caída de hojarasca y dinámica de nutrientes en plantaciones de *Acacia mangium* (mimosaceae) de Antioquia, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(2), 289-308.
- Cornelissen, J. H. C. (1996). An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology*, 84(4), 573-582. <https://doi.org/10.2307/2261479>.
- Correa-Araneda, F., Tonin, A. M., Pérez, J., Álvarez, K., López-Rojo, N., Díaz, A., ... & Boyero, L. (2020). Extreme climate events can slow down litter breakdown in streams. *Aquatic Sciences*, 82, 1-7. <https://doi.org/10.1007/s00027-020-0701-9>.
- Crespo, G. (2015). Factors influencing on nutrient recycling in permanent grasslands and development of their modeling. *Cuban Journal of Agricultural Science*, 49(1), 1-10.
- Del Valle-Arango, J. I. (2003). Descomposición de la hojarasca fina en bosques pantanosos del Pacífico Colombiano. *Interciencia*, 28(3), 148-153.
- Djukic, I., Kepfer-Rojas, S., Schmidt, I. K., Larsen, K. S., Beier, C., Berg, B., ... & Alatalo, J. (2018). Early stage litter decomposition across biomes. *Science of The Total Environment*, 628, 1369-1394. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.012>.

- Edwards, P. J. (1977). Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea: II. The Production and Disappearance of Litter. *Journal of Ecology*, 65(3), 971-992. <https://doi.org/10.2307/2259388>.
- Gama-Rodrigues, A. D., Barros, N. F., & Santos, M. L. (2003). Decomposição e liberação de nutrientes do folheto de espécies florestais nativas em plantios puros e mistos no sudeste da Bahia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27, 1021-1031. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000600006>.
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. Instituto de Geografía de la Universidad Nacional Autónoma de México. Coyoacán, México D. F., México. 98 p.
- Gaspar-Santos, E. S., González-Espinosa, M., Ramírez-Marcial, N., & Álvarez-Solís, J. D. (2015). Acumulación y descomposición de hojarasca en bosques secundarios del sur de la Sierra Madre de Chiapas, México. *Bosque (Valdivia)*, 36(3), 467-480. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002015000300013>.
- Gholz, H. L., Wedin, D. A., Smitherman, S. M., Harmon, M. E., & Parton, W. J. (2000). Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 6(7), 751-765. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00349.x>.
- Horodecki, P. & Jagodziński, A. M. (2019). Horodecki, P., & Jagodziński, A. M. (2019). Site type effect on litter decomposition rates: a three-year comparison of decomposition process between spoil heap and forest sites. *Forests*, 10(4), 353. <https://doi.org/10.3390/f10040353>.
- Ibarra, M., Caldentey, J., & Promis, Á. (2011). Descomposición de hojarasca en rodales de *Nothofagus pumilio* de la región de Magallanes. *Bosque (Valdivia)*, 32(3), 227-233. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002011000300004>.
- International Business Machines (IBM). (2016). Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) V22.0. IBM Inc. Chicago, IL, United States of America.
- Liu, C., Berg, B., Kutsch, W., Westman, C. J., Ilvesniemi, H., Shen, X., ... & Chen, X. (2006). Leaf litter nitrogen concentration as related to climatic factors in Eurasian forests. *Global Ecology and Biogeography*, 15(5), 438-444. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00251.x>.
- Liu, C., Westman, C. J., Berg, B., Kutsch, W., Wang, G. Z., Man, R., & Ilvesniemi, H. (2004). Variation in litterfall-climate relationships between coniferous and broadleaf forests in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 13(2), 105-114. <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00072.x>.
- López-Hernández, J. M., Corral-Rivas, J. J., González-Rodríguez, H., Domínguez-Gómez, T. G., Gómez-Meza, M. V., & Cantú-Silva, I. (2018). Depósito y descomposición de hojarasca de *Pinus cooperi* CE Blanco en El Salto, Durango, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 201-222. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.249>.
- Martínez-Atencia, J., Loaiza-Usuga, J. C., Osorio-Vega, N. W., Correa-Londoño, G., & Casamitjana-Causa, M. (2020). Leaf litter decomposition in diverse silvopastoral systems in a neotropical environment. *Journal of Sustainable Forestry*, 39(7), 710-729. <https://doi.org/10.1080/10549811.2020.1723112>.
- Moreno-Valdez, M. E., Domínguez-Gómez, T. G., Alvarado, M. D. S., Colín, J. G., Corral-Rivas, S., & González-Rodríguez, H. (2018). Contribution and decomposition of leaf litter in temperate forests of the El Salto region, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 70-93. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.180>.

- Ramalho, I. O., Rezende, C. D. P., Pereira, J. M., Macedo, R. D. O., Santos, C. A. D., Monteiro, R. C., ... & Boddey, R. M. (2019). Deposition and decomposition of litter in periods of grazing and rest of a tropical pasture under rotational grazing. *Ciência Rural*, 49, e20190266. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190266>.
- Olson, J. S. (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44(2), 322-331. <https://doi.org/10.2307/1932179>.
- Ott, L. (2001). An introduction to statistical methods and data analysis. Duxbury Press. Pacific Grove, CA, United States of America. 1152 p.
- Pando-Moreno, M., Mendoza-Aguilar, D., Cuéllar-Rodríguez, G., & Jurado, E. (2018). Descomposición de la hojarasca del Matorral Espinoso Tamaulipeco y de una especie vegetal introducida. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 174-200. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i50.235>.
- Peña-Peña, K., & Irmiler, U. (2016). Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. *Applied Soil Ecology*, 107, 124-133. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.05.007>.
- Pérez-Vázquez, Z. R., Ángeles-Pérez, G., Chávez-Vergara, B., Valdez-Lazalde, J. R., & Ramírez-Guzmán, M. E. (2021). Enfoque espacial para modelación de carbono en el mantillo de bosques bajo manejo forestal maderable. *Madera y Bosques*, 27(1), e2712122. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712122>.
- Pinos, J., Studholme, A., Carabajo, A., & Gracia, C. (2017). Leaf Litterfall and Decomposition of *Polylepis reticulata* in the Treeline of the Ecuadorian Andes. *Mountain Research and Development*, 37(1), 87-96. <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00004.1>.
- Prescott, C. E. (2005). Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management*, 220(1-3), 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.005>.
- Reed, S. C., Townsend, A. R., Davidson, E. A., & Cleveland, C. C. (2012). Stoichiometric patterns in foliar nutrient resorption across multiple scales. *New Phytologist*, 196(1), 173-180. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04249.x>.
- Rivera-Vázquez, R., Soto-Pinto, L., Núñez-Colín, C. A., De Jung, B., Hernández-Rivera, M. G., & Ordóñez-Díaz, J. A. (2013). Producción y tasa de descomposición de hojarasca en Acahuals de selva caducifolia en Chiapas. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(20), 20-30. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v4i20.367>.
- Rocha-Loredo, A. G., & Ramírez-Marcial, 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.
- Rodríguez-Balboa, P. C., González-Rodríguez, H., Cantú-Silva, I., Pando-Moreno, M., Marmolejo-Monsiváis, J. G., Gómez-Meza, M. V., & Lazcano-Cortez, J. (2019). Modelos de degradación de la hojarasca en bosques de encino y de pino en Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(55), 39-55. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i55.548>.
- Sayer, E. J., Rodtassana, C., Sheldrake, M., Brechet, L. M., Ashford, O. S., Lopez-Sangil, L., ... & Tanner, E. V. (2020). Revisiting nutrient cycling by litterfall—Insights from 15 years of litter manipulation in old-growth lowland tropical forest. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 62, pp. 173-223). Academic Press.

- Soong, J. L., Parton, W. J., Calderon, F., Campbell, E. E., & Cotrufo, M. F. (2015). A new conceptual model on the fate and controls of fresh and pyrolyzed plant litter decomposition. *Biogeochemistry*, 124, 27-44. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0079-2>.
- Steel, R. G. D. & Torrie, J. H. (1980). Principles and procedures of statistics. A biometrical approach. McGraw-Hill. New York, NY, United States of America. 633 p.
- Swift, M. J., Russell-Smith, A., & Perfect, T. J. (1981). Decomposition and mineral-nutrient dynamics of plant litter in a regenerating bush-fallow in sub-humid tropical Nigeria. *The Journal of Ecology*, 69(3), 981-995. <https://doi.org/10.2307/2259649>.
- Tapia, J. & Návar, J (2011). Ajuste de modelos de volumen y funciones de ahusamiento para *Pinus pseudostrobus* Lindl. en bosques de pino de la Sierra Madre Oriental de Nuevo León, México. *Foresta Veracruzana*, 13(2):19-28.
- Coronado-Tapia, J. J., Contreras-Santos, J. L., Martínez-Atencia, J. del C., López, L., & Rodríguez, J. L. (2023). Producción y descomposición de hojarasca de especies forestales en sistemas silvopastoriles, Valle del Sinú, Colombia. *Agronomía Mesoamericana*, 34(1), 13. <https://doi.org/10.15517/am.v34i1.49781>.
- Torres, J. R., Infante-Mata, D., Sánchez, A. J., Espinoza-Tenorio, A., & Barba, E. (2018). Degradación de hojarasca y aporte de nutrientes del manglar en la Laguna Mecoacán, Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 892-907. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33421>.
- Tresch, S., Frey, D., Le Bayon, R. C., Zanetta, A., Rasche, F., Fliessbach, A., & Moretti, M. (2019). Litter decomposition driven by soil fauna, plant diversity and soil management in urban gardens. *Science of the Total Environment*, 658, 1614-1629. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.235>.
- Von-Arx, G., Dobbertin, M., & Rebetez, M. (2012). Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 166, 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.07.018>.
- Weltzin, J. F., Keller, J. K., Bridgham, S. D., Pastor, J., Allen, P. B., & Chen, J. (2005). Litter controls plant community composition in a northern fen. *Oikos*, 110(3), 537-546. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13718.x>.
- Xuluc-Tolosa, F. J., Vester, H. F., Ramírez-Marcial, N., Castellanos-Albores, J., & Lawrence, D. (2003). Leaf litter decomposition of tree species in three successional phases of tropical dry secondary forest in Campeche, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 174(1-3), 401-412. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00059-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00059-2).
- Zhang, D., Hui, D., Luo, Y., & Zhou, G. (2008). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1(2), 85-93. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtn002>.

6. CONCLUSIONES GENERALES

Los ecosistemas forestales de la Sierra Madre Oriental desempeñan un papel importante no solo como proveedores de madera para la industria, sino también como sistemas esenciales de servicios ecosistémicos que benefician a las comunidades locales y regionales en general. A pesar de que estos ecosistemas suelen presentar baja similitud y son poco heterogéneos, las especies de los géneros *Pinus* y *Quercus* destacan por su alta importancia ecológica. Esto se ve reflejado en la manera en que estas especies permiten el establecimiento y desarrollo de otras plantas, lo que contribuye a mantener una biodiversidad saludable. Evaluar las diferencias entre comunidades forestales resulta fundamental para comprender cómo las actividades humanas y las alteraciones climáticas a largo plazo repercuten y alteran de manera negativa la diversidad que estos ecosistemas albergan, ayudando a desarrollar estrategias de conservación y manejo sostenible.

Este estudio también mostró cómo la hojarasca y el retorno de nutrientes (Cu, Mn, Zn, Fe, Ca, Mg, K y P) al suelo varían en los tres ecosistemas forestales: Pino, Encino y Pino-Encino. El ecosistema de Pino es el que contribuye con la mayor aportación de hojarasca al suelo, seguido de Pino-Encino y Encino. Sin embargo, la descomposición de la hojarasca fue más lenta en el ecosistema de Pino, debido principalmente a la presencia de compuestos químicos (lignina) en las acículas, lo que retrasa la liberación de nutrientes al suelo. En contraste, el ecosistema de Encino presentó un proceso de descomposición más acelerado, lo que sugiere una mejor calidad de los restos orgánicos aportados por la hojarasca y una liberación más eficiente de nutrientes. Esta dinámica influye de manera directa en el ciclaje de nutrientes y en el funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, destacando la importancia de considerar tanto la calidad como la cantidad de hojarasca para lograr comparar y comprender el flujo de nutrientes en estos ecosistemas.

Además, los resultados mostraron que la producción y uso eficiente de macronutrientes se encuentran estrechamente ligados a la diversidad de especies y a la composición química de la hojarasca; esto indica que una alteración en la estructura de los ecosistemas forestales repercutirá de manera directa en las tasas de producción de nutrientes, modificando los ciclos biogeoquímicos, como la producción de agua, captura de carbono, mantenimiento de la biodiversidad, etc.

La complejidad observada en la relación entre los nutrientes y la cantidad de hojarasca, resalta la necesidad de evaluar a largo plazo la influencia que tienen los cambios climáticos y las modificaciones en la estructura y diversidad de las comunidades forestales en el movimiento de los nutrientes entre los sistemas suelo-planta. Este conocimiento resulta esencial para desarrollar

estrategias de conservación y leyes de prevención ante impactos en las alteraciones ambientales sobre la dinámica de los ciclos biogeoquímicos en los ecosistemas forestales del noreste de Nuevo León.

Por último, el avance del conocimiento científico sobre cómo los ecosistemas forestales mantienen su productividad depende del entendimiento empírico de sus interacciones. Esto implica conocer y monitorear continuamente los cambios que experimentan en respuesta a alteraciones tanto antropogénicas como naturales. En este sentido, el papel de la hojarasca, su desintegración y la liberación de nutrientes juegan un papel determinante, ya que permiten conocer a detalle como los ecosistemas interactúan con los cambios a los que son sometidos de manera constante.

Producción de hojarasca y depósito potencial de micronutrientes de la hojarasca en bosque de pino, encino y pino-encino, en el noreste de México

Litter production and litter nutrient deposition potential in pine, oak and pine-oak forests in northeastern Mexico

César Gerardo Ramos Hernández

Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional, No. 85, km 145.
CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

Juan Manuel López Hernández

Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Carretera San Luis Potosí-Matehuala Km. 14.5. Ejido Palma de la Cruz. CP. 78321. Soledad de Graciano Sánchez, San Luis Potosí, México.

Israel Cantú Silva

María Inés Yáñez Díaz

Wibke Himmelsbush

Humberto González Rodríguez*

Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Nacional, No. 85, km 145.
CP. 67700. Linares, Nuevo León, México.

*Autor para correspondencia: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx

Resumen

La hojarasca es la principal vía de entrada y retorno de nutrientes al suelo en los ecosistemas forestales, suministrando un sustento a largo plazo de los nutrientes en el ecosistema. Para lograr mantener la salud de estos ecosistemas, es de vital importancia conocer la deposición y nutrientes liberados que son aportados por la hojarasca. El objetivo del presente estudio fue el determinar y comparar el retorno y liberación de micronutrientes provenientes de la producción de hojarasca en tres ecosistemas (pino, encino y pino-encino) en el Ejido Pabillo, Galeana, Nuevo León. La colecta de hojarasca se realizó en un periodo de 16 meses (septiembre 2020 – diciembre 2021). Para determinar la producción, se establecieron colectores permanentes de 1.0 m x 1.0 m. El estudio se basó en colocar 10 colectores de manera aleatoria por ecosistema, mismos que fueron considerados como repeticiones. La producción ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) de hojarasca durante el periodo de estudio fue de 771.06, 478.05 y 706.55, para los ecosistemas de pino, encino y pino-encino, respectivamente. Se analizaron las concentraciones de cuatro micro elementos (Cu, Mn, Fe y Zn); dichas concentraciones de elementos mostraron en general un orden descendente como $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. El depósito de Mn en los tres ecosistemas fluctuó de 1.95 a 45.10 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Fe de 1.36 a 42.63 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Zn de 0.21 a 4.27 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ y el Cu de 0.04 a 1.39 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$. Las diferencias en la caída de hojarasca y de depósito de micronutrientes se atribuye a la estructura y composición de cada ecosistema forestal, fenología de las especies y a las condiciones ambientales.

Palabras clave: Hojarasca, retorno de micronutrientes, ecosistemas forestales.

Abstract

The litterfall is the main input and return pathway of nutrients to the soil in forest ecosystems, providing a long-term nutrient support in the ecosystem. In order to maintain the health in forest ecosystems, it is of vital importance to know the deposition and release of nutrients provided by litterfall. In this context, the objective of the present study was to determine and compare the return and potential release of micronutrients from litterfall in three forest ecosystems (pine, oak, and pine-oak) in the "ejido" Pabillo, Galeana, Nuevo León. The litterfall sampling was conducted over a period of 16 months (September 2020 - December 2021). To determine the litterfall deposition, permanent canisters of 1.0 m x 1.0 m were randomly established. The study was based on placing 10 canisters randomly per forest ecosystem, which were considered as replicates. The litter production ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) during the study period was 771.06, 478.05 and 706.55, for the pine, oak and pine-oak ecosystems, respectively. The concentrations of four microelements (Cu, Mn, Fe and Zn) were analyzed; these element concentrations generally showed the following descending order as $\text{Mn} > \text{Fe} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Mn deposition in the three ecosystems ranged from 1.95 to 45.10 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Fe from 1.36 to 42.63 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$; Zn from 0.21 to 4.27 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$ and Cu from 0.04 to 1.39 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$. The differences in litterfall production and the deposition of micronutrients is related to structure and composition of each forest ecosystem, to the phenology of plant species and to the environmental conditions.

Keywords: Litterfall, Return of micronutrients, forest ecosystems.



DOI: 10.29298/rmcf.v14i79.1342

Artículo de Investigación

Modelos de descomposición del mantillo en ecosistemas templados del Noreste de México

Mulch decomposition models in temperate ecosystems in Northeastern Mexico

César Gerardo Ramos Hernández¹, Juan Manuel López Hernández², Marco Vinicio Gómez Meza³, Israel Cantú Silva¹, María Inés Yáñez Díaz¹, Wibke Himmelsbash¹, Humberto González Rodríguez^{1*}

Fecha de recepción/Reception date: 27 de febrero de 2023.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 11 de agosto de 2023.

¹Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. México.

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí. Facultad de Agronomía y Veterinaria. México.

³Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Economía. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx.

*Corresponding author; e-mail: humberto.gonzalezrd@uanl.edu.mx.

Resumen

La descomposición del mantillo es un proceso fundamental para mantener la productividad primaria neta y la fertilidad de los ecosistemas forestales. Por tal motivo, se realizó un estudio en el ejido Pablillo, municipio Galeana, Nuevo León, México durante un año para conocer el proceso de descomposición del mantillo en tres ecosistemas forestales de clima templado (pino, encino y pino-encino) que incluyó modelos para predecir la tasa de descomposición. En cada ecosistema se distribuyeron en cinco parcelas de 20 m×20 m 60 bolsas de polipropileno negro con 10 g de mantillo. Al comparar los tres tipos de vegetación, la pérdida de masa fue de 14 % para pino, 22 % en pino-encino y 23 % para encino. De acuerdo con el análisis de regresión, los modelos exponencial negativo simple (*Olsen*) y lineal simple mostraron la mejor bondad de ajuste respecto a los modelos logarítmico y de potencia. El modelo lineal simple presentó un mejor ajuste con valores de $R^2=0.719$ (encino), 0.626 (pino) y 0.620 (pino-encino); para el modelo de *Olsen*, el Coeficiente R^2 varió de 0.710 (encino) a 0.617 (pino-encino). La constante de descomposición del modelo de *Olsen* fluctuó de 1.017 (encino) a 0.946 años (pino-encino), y en el modelo lineal simple de 1.009 (encino) a 0.944 años (pino-encino). El proceso de descomposición tuvo diferencias significativas entre ecosistemas atribuibles a la composición química del mantillo. En el ecosistema de pino se presentó el menor porcentaje de descomposición.

Palabras clave: Coeficiente de determinación, ecosistemas templados, mantillo, pino-encino, regresión lineal, tasa de descomposición.

Abstract

Mulch decomposition is an essential process for maintaining the net primary productivity and fertility of forest ecosystems. For this reason, a one-year study was conducted in the *Pablillo ejido* in *Galeana* municipality, state of *Nuevo León*, Mexico, to understand the process of mulch decomposition in three temperate forest ecosystems (pine, oak, and pine-oak) using mathematical models to predict the rate of decomposition. In each ecosystem, 60 black polypropylene bags containing 10 g of mulch were distributed in five 20 m×20 m plots. When comparing the

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD EN TRES ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO

STRUCTURE AND DIVERSITY IN THREE FOREST ECOSYSTEMS OF NORTHEASTERN MEXICO

Ramos-Hernández, C.G.; J.M. López-Hernández; I. Cantú-Silva, M.V. Gómez-Meza y H. González-Rodríguez

ESTRUCTURA Y DIVERSIDAD EN TRES ECOSISTEMAS FORESTALES DEL NORESTE DE MÉXICO

STRUCTURE AND DIVERSITY IN THREE FOREST ECOSYSTEMS OF NORTHEASTERN MEXICO



← Back to Submissions

Notifications

x

[terra] Editor Decision

19-03-2025 01:05 PM

César Gerardo Ramos Hernández, Juan Manuel López Hernández, González Rodríguez, Israel Cantú Silva, Marco Vinicio Gómez Meza, María Inés Yáñez Díaz:

We have reached a decision regarding your submission to REVISTA TERRA LATINOAMERICANA, "Nutrient input from leaf litterfall in forest ecosystems".

Our decision is to: Se acepta que el artículo continúe en el proceso editorial

FLORICULTOR

JOURNAL TERRA LATINOAMERICANA <https://www.terralatinoamericana.org.mx/>

Workflow

Submissi

Round 1

Round

Subm

Notifica

[terra]

[terra]

[terra] Editor Decision

:19 PM

:32 AM

19-03-2025 01:05 PM

Reviewer's Attachments

Q Search