

TATASCÁN



Restauración ecológica y resiliencia en bosques de *Pinus oocarpa* afectados por el gorgojo descortezador en tres diferentes sitios del Departamento de Francisco Morazán, Honduras

Ecological restoration and resilience in *Pinus oocarpa* forests affected by the bark beetle at three different sites in the Department of Francisco Morazán, Honduras

Como citar: Eguigurems Echeverría, J. H., & Zuniga Domínguez, W. D. (2024). Restauración ecológica y resiliencia en bosques de *Pinus oocarpa* afectados por el gorgojo descortezador en tres diferentes sitios del Departamento de Francisco Morazán, Honduras. *TATASCÁN*, 32(1), 19–29. <https://doi.org/10.5377/tatascn.v32i1.19466>

<https://doi.org/10.5377/tatascn.v32i1.19466>

Recibido 27/07/2024 Aceptado 25/10/2024

Julio Heriberto Eguigurems Echeverría ✉

<https://orcid.org/0000-0003-4556-7775>

Investigador independiente

j.eguigurems@unacifor.edu.hn

Wilson Danery Zuniga Domínguez

<https://orcid.org/0009-0008-0913-7499>

Universidad Nacional de Ciencias Forestales

w.zuniga@unacifor.edu.hn

Resumen:

El presente estudio aborda la restauración ecológica y resiliencia de bosques de *Pinus oocarpa* afectados por plagas, se realizó un levantamiento de información en tres sitios, utilizando diferentes técnicas de análisis, incluido el programa R, para realizar evaluaciones exhaustivas de diversidad alfa y beta, empleando análisis estadísticos, índices de Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Jaccard y Sorensen, para evaluar la diversidad de especies. Se implementó un diseño de muestreo sistemático de 64 parcelas, identificadas como NA (No afectadas por la plaga) y SA (Afectadas por la plaga). Registrando 387 especies de flora, siendo más comunes: *Pinus oocarpa*, *Lepidaploa canescens*, *Mimosa albida*, *Calea ternifolia*, *Andropogon bicornis*, y las familias con mayor diversidad de especies

son la Poaceae, Asteraceae y Fabaceae. Se observó diferencia significativa en la cantidad de especies y familias entre los sitios perturbados (SA) y no perturbados (NA), mostrando una reducción notable en el número de individuos, el sitio (SA) con 96 especies y 30 familias, en comparación con (NA) que presenta 158 especies en 43 familias. La diversidad alfa reveló que los sitios (NA), albergaban comunidades más diversas en comparación con los sitios (SA). La diversidad beta indicó una similitud moderada entre los sitios, sugiriendo que la perturbación afectó la diversidad florística, con la reducción de especies y familias exclusivas de los sitios (NA).

Palabras clave: Curvas de rarefacción, curvas de rango-abundancia, perturbación, restauración ecológica, riqueza florística.

of species are Poaceae, Asteraceae and Fabaceae. A significant difference was observed in the number of species and families between the disturbed (SA) and undisturbed (NA) sites, showing a notable reduction in the number of individuals, the site (SA) with 96 species and 30 families, compared to (NA) which presents 158 species in 43 families. Alpha diversity revealed that sites (NA) harbored more diverse communities compared to sites (SA). Beta diversity indicated moderate similarity between sites, suggesting that the disturbance affected floristic diversity, with the reduction of species and families unique to the sites (NA).

Keywords: Disturbance, ecological restoration, floristic richness, rarefaction curves, range-abundance curves

Abstract:

The present study addresses the ecological restoration and resilience of *Pinus oocarpa* forests affected by pests. Information was collected at three sites, using different analysis techniques, including the R program, to carry out exhaustive evaluations of alpha and beta diversity, using statistical analyses, Margalef, Shannon-Wiener, Simpson, Jaccard and Sorensen indices, to evaluate species diversity. A systematic sampling design of 64 plots was implemented, identified as NA (Not affected by the pest) and SA (Affected by the pest). Recording 387 species of flora, the most common being: *Pinus oocarpa*, *Lepidaploa canescens*, *Mimosa albida*, *Calea ternifolia*, *Andropogon bicornis*, and the families with the greatest diversity

Introducción

La biodiversidad del planeta es esencial para la salud de sus ecosistemas, y los bosques, en particular, son fundamentales para mantener esa biodiversidad. Los bosques de pino han sido objeto de estudio en varias partes del mundo debido a su importancia ecológica y económica. Además, se ha sugerido que la diversidad de especies en los bosques de pino puede tener importantes implicaciones para la resiliencia de estos ecosistemas frente al cambio climático y las perturbaciones (Millar & Stephenson, 2015).

A nivel mundial, los bosques de pino son reconocidos tanto por su importancia ecológica como económica (Conapo, 2015). Investigaciones han revelado una gran variabilidad en la diversidad de especies entre diferentes bosques de pino, influenciada por factores como la altitud, la latitud, el clima y las perturbaciones humanas y naturales (Pérez, et al., 2010). A criterio de Millar & Stephenson (2015), esta diversidad de especies puede ser un factor crucial para la resiliencia de estos ecosistemas frente a amenazas como el cambio climático y las perturbaciones humanas.

En este orden de ideas Solano (2008), expone que los bosques de pino en Francisco Morazán son una región de notable biodiversidad en Honduras, cumplen numerosas funciones esenciales en la estabilización del clima, el mantenimiento de la biodiversidad y la regulación de los ciclos hídricos un ejemplo vívido de un ecosistema rico y diverso. Sin embargo, a pesar de su importancia, la diversidad de especies, en particular, no ha sido estudiada en profundidad, los detalles de su biodiversidad, específicamente en términos del número de individuos, especies y familias, aún están poco documentados.

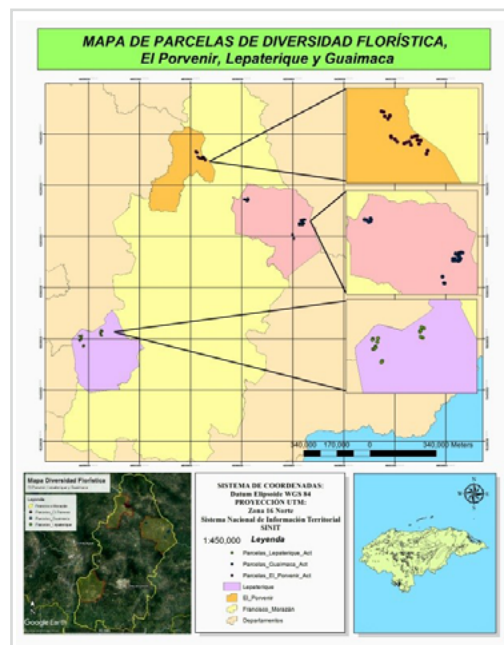
La urgencia de abordar este problema radica en la importancia de los bosques de *Pinus oocarpa*. Estos ecosistemas no solo albergan una diversidad única de flora y fauna, sino que también proporcionan servicios ecosistémicos fundamentales para las comunidades locales y la salud planetaria en general. La degradación de estos bosques amenaza con desencadenar efectos dominó que pueden afectar la resiliencia del ecosistema y comprometer su capacidad para adaptarse a futuros cambios ambientales (Pérez, et al., 2010).

Ante lo antes expuesto, este estudio busca proporcionar una visión detallada de la biodiversidad presente en estos ecosistemas, basada en una exhaustiva investigación que incluye interacciones entre diferentes especies vegetales y fauna local así como un recuento de la cantidad de individuos, especies y familias presentes. Este paso es fundamental para comprender las relaciones ecológicas y promover la reintroducción de especies que se benefician mutuamente.

Materiales y métodos

Para el estudio se seleccionaron tres áreas específicas en Francisco Morazán, específicamente los municipios de Guaimaca, El Porvenir y Lepaterique, los cuales están ubicados entre las coordenadas 14.25° de latitud norte y 87.75° de longitud oeste. La región objeto de estudio posee un clima subtropical, presenta colinas suaves y valles, con una altitud que va desde 700 hasta los 1,600 metros en promedio. Para seleccionarlos se incluyeron un conjunto de criterios, por ejemplo, la diversidad ambiental, diferencias en afectaciones (incendios, ganadería) y la problemática específica de Lepaterique, relacionada con expansión de resinación y cultivo de café en altitudes superiores a 1200 msnm.

Figura 1
Mapa de Diversidad florística General de las parcelas en los diferentes sitios de estudio



Se implementó un diseño de muestreo sistemático, mediante el establecimiento de parcelas permanentes de monitoreo, con Coordenadas geográficas de ubicación precisa que fueron utilizadas como puntos de referencia para evaluar la efectividad del protocolo a lo largo del tiempo. Se usaron técnicas estandarizadas como transeptos y cuadrantes para garantizar representatividad. Se establecieron un total de 64 parcelas, identificadas como NA (No afectadas por la plaga) y SA (Afectadas por la plaga) y Se dividió cada área en sitio A (NA) y sitio B (SA) por diversos factores como plagas, incendios, ganadería, expansión de resinación y cultivo de café.

Las primeras 48 parcelas abarcaron las áreas siguientes, en El Porvenir las 22 parcelas y en Guaimaca 26 parcelas. Además, se incluyeron en el estudio 16 parcelas del Municipio de Lepaterique. El proceso de muestreo se completó, favoreciendo una representación integral de la diversidad florística en las áreas seleccionadas. Se realizó un inventario detallado de especies vegetales en cada parcela, abordando especies comunes y raras. Se aplicaron índices alfa (Shannon-Wiener y Simpson), para el análisis de Dominancia y para evaluar la diversidad de especies. Así mismo, se utilizó índice beta (Sorensen) para medir diferencias en la composición entre secciones con distintos niveles de aprovechamiento. Para el análisis de abundancia, se usaron curvas de acumulación (Rarefacción) de especies para estimar la riqueza. Se aplicaron programas de GIS, para analizar características biofísicas y climáticas, creando mapas de ubicación de parcelas. Además, se generaron gráficos para identificar las especies predominantes en los sitios de estudio.

Se realizó el análisis de Regresión o Correlación para examinar la relación entre la presencia/abundancia de especies y factores ambientales como suelo, topografía o condiciones climáticas. Identificando variables clave que influyen en la distribución de especies. Así mismo se realizó el análisis Temporal y de Tendencias Temporales (si hay datos a lo largo del tiempo), examinar cambios en la composición y abundancia de especies a lo largo de periodos específicos. Para identificar patrones estacionales o tendencias a largo plazo.

Finalmente, se realizaron Pruebas de Significación Estadística (ANOVA, t-test) para determinar si hay diferencias significativas entre grupos de muestras, por ejemplo, la abundancia de especies entre los diferentes sitios de estudio y para analizar y comprender la estructura y dinámica florística en los bosques de *Pinus oocarpa*. La elección de las pruebas específicas se realizó en función a la naturaleza de los datos recopilados y de los objetivos perseguidos.

Resultados

Diversidad vegetal y condiciones biofísicas en áreas afectadas y no afectadas.

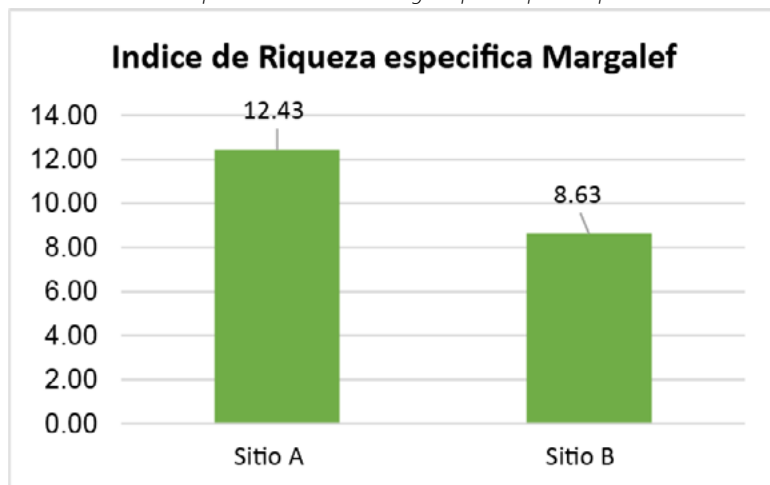
Los resultados de los componentes principales indicaron que las variables con mayor impacto en la agrupación de las familias estudiadas son el número de individuos por hectárea y la presencia en el sitio. Los resultados muestran cinco grupos basados en estas relaciones: el primer grupo se vincula por la cantidad de individuos, el segundo por similitudes en el porcentaje de pendiente, el tercero por la ausencia de individuos en parcelas afectadas, el cuarto por ser las familias con mayor número de individuos por especie, y el quinto por ser la familia más abundante, mostrando predominancia en densidad.

Se encontraron resultados que indican una mayor diversidad de especies en el Sitio A (NA), donde no se registra ataque de gorgojo. Al aplicar índices de riqueza para evaluar la diversidad alfa, se concluyó que ambos sitios tienen un índice de riqueza considerado adecuado. Según Mora, et al. (2017), los estándares de los índices de Margalef, Shannon y Simpson con valores inferiores a uno, se consideran zonas de baja riqueza, mientras que valores superiores a cinco indican alta riqueza. Los resultados para la fórmula de Margalef fueron 12.43 para el Sitio A (NA) y 8.63 para el Sitio B (SA), demostrando que ambos sitios tienen un nivel de riqueza superior a cinco. Por lo tanto, se puede decir que ambos sitios presentan una riqueza de especies alta.

En concordancia con lo expresado por Mejía y House (2002), el *Pinus oocarpa* es la especie dominante, pero también aparecen *Pinus maximinoi*, que se mezclan con *Quercus sapotifolia*, *Agarista mexicana*, *Byrsonima crassifolia*, *Myrica cerifera*, *Mimosa albida*, *Calliandra houstoniana*, *Calea ternifolia*, *Clidemias sericea*, *Lepidoploa canescens*, *Vernonia patens*, *Hypoxis decumbens*, *Vernonia patens*, *Ageratina sp.*, combinado con gramíneas (*Poaceae*) *Hyparrhenia rufa*, *Andropogon bicornis*, *Paspalum sp.* *Muhlenbergia breviligula*.

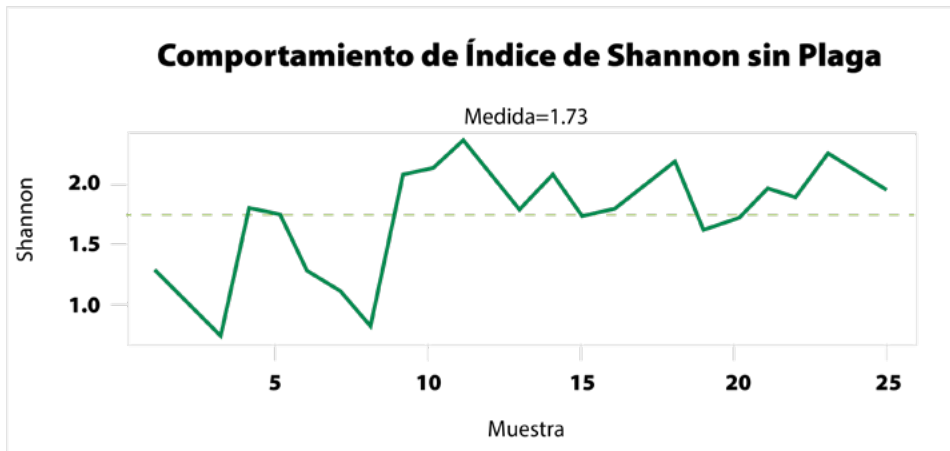
Figura 2

Gráfica de resultados para la fórmula de Margalef para riqueza específica



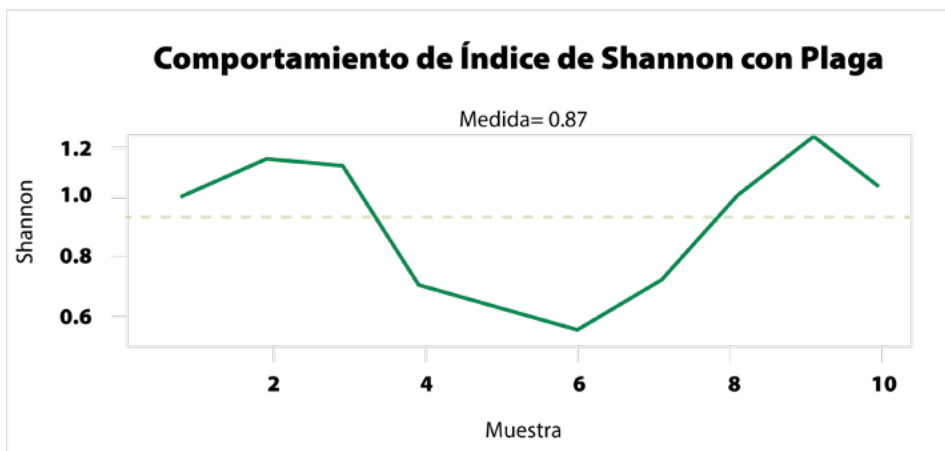
Mediante el cálculo del índice de Shannon utilizando el programa R, se determinó un valor de 1.73 para el Sitio A (NA), que corresponde a un lugar sin brote, mientras que para el Sitio B (SA), afectado por un brote, se obtuvo un valor de 0.87.

Figura 3
Comportamiento de índice de Shannon en muestra sin plaga



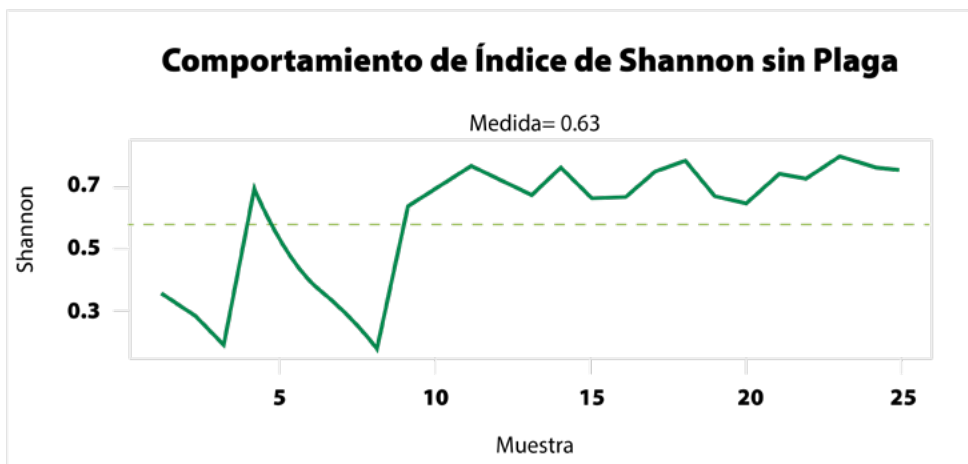
Estos resultados muestran que el Sitio A exhibe una mayor diversidad en comparación con el Sitio B, según la referencia proporcionada por el índice de Shannon.

Figura 4
Comportamiento de índice de Shannon en muestra con plaga



El índice de Simpson muestra un valor de 0.63 para el Sitio A y 0.30 para el Sitio B. A pesar de indicar que ambos sitios tienen una baja diversidad, el Sitio A exhibe una diversidad relativamente mayor en comparación con el Sitio B.

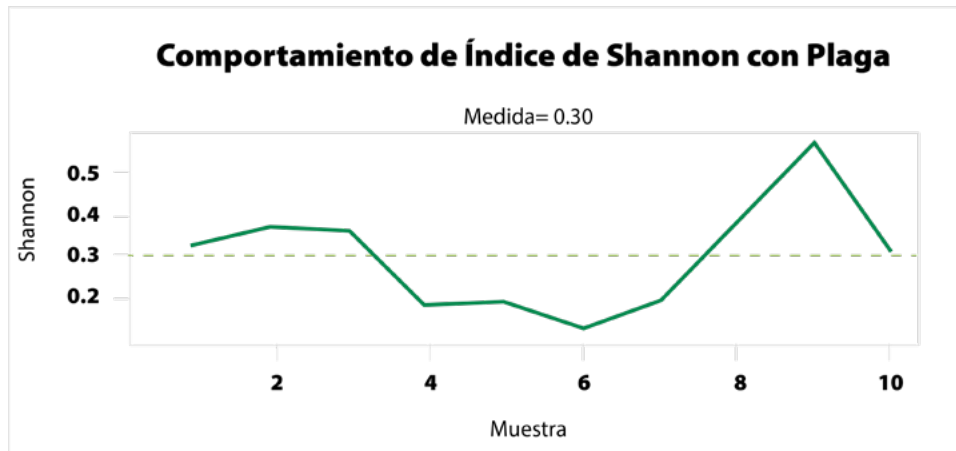
Figura 5
Comportamiento de índice de Simpson en muestra sin plaga



Según la interpretación de los resultados del índice de Simpson, este indicador muestra que, aunque ambos sitios se caracterizan por una diversidad limitada, el Sitio A conserva una mayor variabilidad en su composición de especies en comparación con el Sitio B.

Figura 6

Comportamiento de índice de Simpson en muestra con plaga



En el inventario del Sitio A, se identificaron un total de 43 familias. Destacó significativamente la familia POACEAE, con un 79.5% de importancia en el área muestreada. En contraste, se observaron valores mínimos de presencia para las familias ONAGRACEAE, OCHNACEAE, HYPERICACEAE, MORACEAE y ACANTHACEAE. Estos resultados reflejan una mayor presencia de la familia POACEAE en comparación con las demás familias, sugiriendo una distribución y abundancia diferencial en el Sitio A. La diversidad de familias resalta la complejidad del sistema vegetal en este sitio específico, proporcionando información valiosa para comprender la composición y la estructura de la flora presente.

Tabla 1

Representatividad florística a nivel de familia del sitio A

Familias con mayor representatividad		Familias con menor representatividad	
Familia	%	Familia	%
<i>POACEAE</i>	79.479	<i>ONAGRACEAE</i>	0.001
<i>CYPERACEAE</i>	10.044	<i>OCHNACEAE</i>	0.002
<i>ASTERACEAE</i>	3.532	<i>HYPERICACEAE</i>	0.003
<i>MELASTOMATACEAE</i>	1.529	<i>ACANTHACEAE</i>	0.003
<i>FABACEAE</i>	1.423	<i>SOLANACEAE</i>	0.004
<i>EUPHORBIACEAE</i>	1.412	<i>LAMIACEAE</i>	0.007
<i>RUBIACEAE</i>	0.503	<i>MORACEAE</i>	0.007
<i>LOGANIACEAE</i>	0.357	<i>MIMOSACEAE</i>	0.008
<i>PINACEAE</i>	0.269	<i>AQUIFOLIACEAE</i>	0.010
<i>SCHIZAEACEAE</i>	0.235	<i>APOZYXNACEAE</i>	0.011

En el área afectada por el ataque de gorgojo descortezador (Sitio B), se identificaron en total 30 familias. La familia POACEAE destacó con un 89.6% de importancia en el área muestreada. Esta familia se posicionó como la más relevante y representativa en el sitio B afectado por el gorgojo descortezador, evidenciando su predominancia en comparación con otras familias. En contraste con la familia POACEAE, los datos mostraron valores mínimos de presencia para las familias SOLANACEAE, OCHNACEAE, OXALIDACEAE, LYTHRACEAE y LOGANIACEAE.

Tabla 2
Representatividad florística a nivel de familia del sitio B

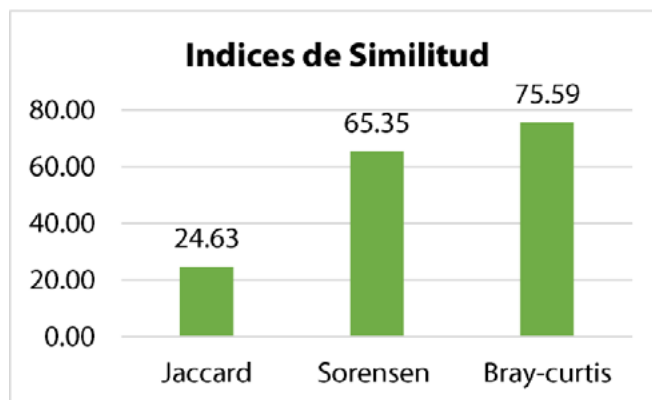
Familias con mayor representatividad		Familias con menor representatividad	
Familia	%	Familia	%
POACEAE	89.631	SOLANACEAE	0.0083
ASTERACEAE	2.053	OCHNACEAE	0.0100
MELASTOMATACEAE	1.807	OXALIDACEAE	0.0233
EUPHORBIACEAE	1.525	LYTHRACEAE	0.0233
FABACEAE	1.357	POLYPODIACEAE	0.0233
CYPERACEAE	0.578	LOGANIACEAE	0.0382
RUBIACEAE	0.575	ASCLEPIADACEAE	0.0449
PINACEAE	0.311	ERICACEAE	0.0465
MALPIGHIACEAE	0.257	GESNERIACEAE	0.0498
SCHIZAEACEAE	0.249	ORCHIDACEAE	0.0664

Impacto en Diversidad Florística

Al evaluar el impacto a través de tres índices, dos de similitud, Sorensen y Jaccard, y uno de disimilitud, Bray-Curtis, en todos los casos, los valores oscilan entre 0 y 1. En los índices de Jaccard y Sorensen, el rango va desde 0 cuando no hay especies compartidas entre los sitios hasta 1 cuando ambos sitios poseen la misma composición de especies. Por otro lado, en el índice de Bray-Curtis, el rango va de 0 a 1, y a medida que se acerca a 1, indica una mayor disimilitud entre los sitios. Estos cálculos se basaron en la presencia y ausencia de especies registradas en ambos lugares especificados en el protocolo.

La comparación detallada de ambas comunidades revela que las localidades pueden considerarse moderadamente similares entre sí. Esto se refleja en los valores de los índices: Sorensen muestra un valor de 0.63, Jaccard de 0.25 y Bray-Curtis de 0.75.

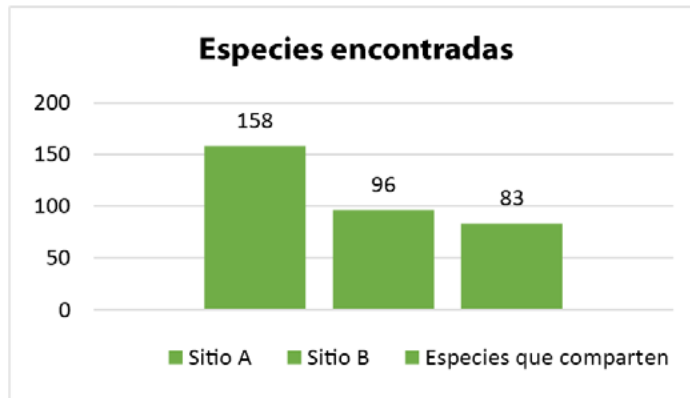
Figura 7
Gráfica de índices de similitud Jaccard, Sorensen y Bray-Curtis



Los cálculos de los índices de diversidad beta para los sitios específicos de El Porvenir, Guaimaca y Lepaterique revelaron valores intermedios, sugiriendo una proximidad a cero en términos de diversidad beta. Al promediar los índices de Jaccard y Sorensen, se obtuvo un valor de 0.44, mientras que el índice de Bray-Curtis arrojó un valor de 0.75. Estos resultados indican que los sitios exhiben una moderada similitud entre sí.

Figura 8

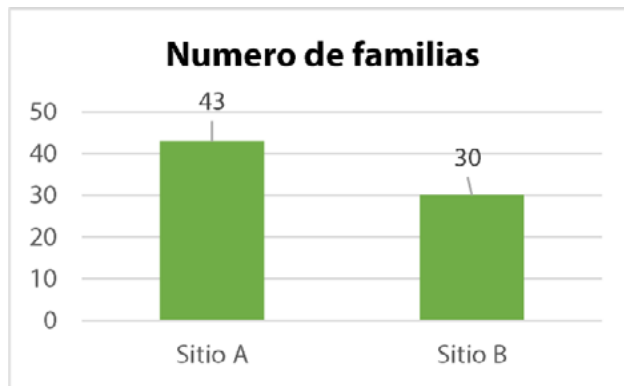
Gráfico de cantidad de especies en ambos sitios y que comparten entre sí



La figura 8, presenta una comparación de la biodiversidad entre dos sitios, designados como A y B. En el eje X se representa el número total de especies, mientras que en el eje Y se distinguen los sitios A y B. Se observa que el sitio A exhibe una mayor diversidad en comparación con el sitio B. Concretamente, el sitio A alberga un total de 158 especies (43 familias), mientras que el sitio B contiene 96 especies (30 familias).

Figura 9

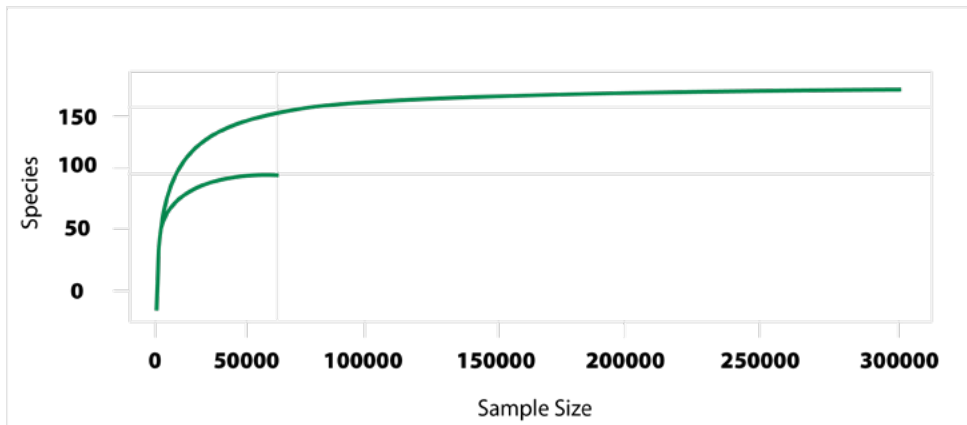
Gráfico de diversidad de familias en ambos sitios



Además, la figura 9, muestra una superposición en la composición de especies entre ambos sitios. Se identifican 83 especies compartidas entre el sitio A y el sitio B, lo que equivale a aproximadamente el 86.5% de las especies presentes en el sitio B y al 52.5% de las especies en el sitio A.

Figura 10

Curva de acumulación



La aplicación de curvas de rarefacción mediante el programa R, mostradas en la figura 10, se observa que en el Sitio A, caracterizado por la ausencia de brotes, la curva exhibe una longitud significativamente mayor. Este hallazgo sugiere que en el Sitio A, se pueden identificar y catalogar más de 150 especies. En contraste, para el Sitio B, donde se registra la presencia de brotes, la curva, aunque más corta, aún revela la presencia de más de 80 especies.

Figura 11

Fotografías detalladas de especies vegetales y mediciones de parcela en el área



Croton repens Schtdl.



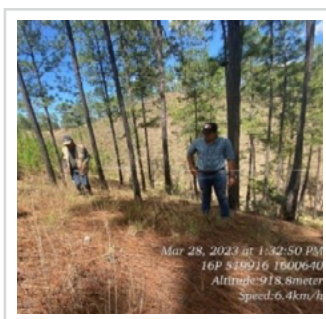
Quercus sapotifolia Liebm.



Psidium guineense Sw.



Calea ternifolia Kunth



Discusión

Se evaluaron diversos aspectos referentes a las diferencias en biodiversidad entre los sitios afectados y no afectados por la plaga, en el contexto de restauración ecológica:

La diversidad del hábitat: El sitio con plaga (Sitio B) mostró una disminución en la diversidad del hábitat debido a la alteración provocada por la infestación, factores como la topografía, el clima o la disponibilidad de recursos, podrían haber sido afectados negativamente, reduciendo así la diversidad de especies, afirmando lo expresado por (Martínez, 2008).

La duración del estudio: Es plausible que el sitio con plaga (Sitio B) haya sido objeto de estudio durante un período más corto en comparación con el sitio sin plaga (Sitio A). Según a lo expuesto por Dickinson, et al., (2015). Esta brevedad en el tiempo de estudio podría haber limitado la identificación de especies en el Sitio B, especialmente aquellas que podrían haber surgido en etapas posteriores de la sucesión ecológica después de la plaga.

El impacto Humano: La actividad humana influye de manera diferencial en los sitios con y sin plaga. De acuerdo a lo manifestado por Martínez (2008). Es probable que el sitio con plaga, haya experimentado un impacto humano relacionado con la gestión de la plaga, lo que podría haber alterado las condiciones del entorno. Por otro lado, el sitio sin plaga, podría estar menos afectado, proporcionando condiciones más favorables para la recuperación y persistencia de especies.

Estos resultados destacan la riqueza biológica del Sitio A en comparación con el Sitio B, indicando que el entorno sin brotes alberga una diversidad de especies considerablemente mayor. La longitud extendida de la curva para el Sitio A sugiere que la exploración y muestreo adicional podrían revelar aún más especies en este entorno específico (Sonco, 2013). En coherencia con Sonco, (2013), el análisis basado en curvas de rarefacción, proporciona una visión detallada de la diversidad de especies en ambos sitios, ofreciendo información valiosa para la comprensión y conservación de la biodiversidad en contextos de restauración y gestión ambiental, así como lo define (Mazón, et al., 2019). De acuerdo a lo mencionado por López, (2022), la identificación de estas especies puede ser esencial para orientar estrategias específicas de restauración ecológica en cada uno de los sitios evaluados.

Peters, (2003). Explica que las discrepancias en la composición y densidad de familias subrayan la diversidad única de cada sitio, mostrando patrones de distribución y abundancia de especies en contextos de restauración ecológica. Sin embargo Martínez, (2008).



Manifiesta que la comprensión de estos resultados resulta crucial para diseñar estrategias de gestión y restauración adaptadas a las características específicas de cada área. De acuerdo a Ferriol, et al., (2012), estos resultados sugieren una cierta similitud en la composición de especies entre los sitios evaluados, destacando que, a pesar de ciertas diferencias, la comunidad vegetal en ambos lugares comparte una proporción significativa de especies y afirma lo mencionado por Manzanilla, et al., (2020). Según Halffter, et al., (2005), este análisis proporciona información clave sobre la comparación de la biodiversidad y la estructura de las comunidades en los sitios específicos del estudio.

Estos hallazgos demuestran la influencia de la afectación del gorgojo descortezador en la composición y estructura de las familias vegetales en el Sitio B. La preeminencia de la familia POACEAE sugiere una posible adaptación o respuesta específica de esta familia frente a las condiciones generadas por la perturbación, mientras que la disminuida representatividad de otras familias, señala posibles efectos negativos o modificaciones en su distribución debido a la acción del gorgojo. Este análisis reafirma lo expuesto por Sonco, (2013), la comprensión de los cambios florísticos asociados a la perturbación, proporcionan una visión detallada de la dinámica de las familias vegetales en el Sitio B. En concordancia con Ferriol, (2012), la disminución en la diversidad de especies y la presencia de menos individuos y familias en el Sitio B respecto al Sitio A sugiere que el área afectada ha experimentado cambios en su composición y estructura vegetal. Este análisis proporciona una perspectiva valiosa sobre la variabilidad de la biodiversidad y el impacto ambiental en los sitios de El Porvenir, Guaimaca y Lepaterique, destacando la necesidad de estrategias de manejo y restauración específicas para mitigar este impacto en la reducción de especies (Peters, 2003). Este estudio aporta al entendimiento de la riqueza, dominancia y estructura de especies del sotobosque en los bosques de coníferas del departamento de Francisco Morazán, debido a que en las áreas evaluadas, el sotobosque exhibe la mayor diversidad florística, albergando numerosas especies nativas que confieren una fisonomía estructural única a cada ecosistema (López, 2022).

Aun cuando la bioregión aparenta ser homogénea especialmente en flora, esta investigación muestra que la tendencia de similitud y asociaciones de la diversidad en cada uno de los sitios tienen sus propias particularidades, lo que tiene concordancia con lo expuesto por (Cayuela, et al., 2015). El conocimiento de las especies y familias presentes en los sitios en cuestión, arroja luz sobre aquellas que pueden adaptarse a perturbaciones similares. Las pérdidas significativas de familias subrayan la necesidad de evaluar la resiliencia del sitio a lo largo de un periodo más extenso después de la perturbación para obtener una comprensión más completa de su capacidad de recuperación, así como lo indicado por (Bergamini, et al., 2013). De acuerdo a lo señalado por Mora, et al., (2017). La evaluación de la diversidad beta, representada por los índices de similitud/disimilitud (Sorensen, Jaccard, Bray – Curtis), ha revelado patrones consistentes que resaltan las diferencias en la composición de especies entre los sitios afectados y no afectados por plagas. Este análisis comparativo no solo arroja luz sobre la respuesta inmediata de la población ecológica a la perturbación, sino que también proporciona insights valiosos para el diseño de estrategias específicas de restauración ecológica. En el marco de estos resultados y en concordancia con lo determinado por Mazón, et al., (2019), el conocimiento profundo de las especies y familias presentes en los sitios de estudio, añade un matiz significativo a nuestra interpretación. La identificación de aquellas especies que muestran una mayor capacidad de adaptación a las perturbaciones puede ser clave para informar estrategias futuras de gestión y restauración (Pérez, et al., 2010).

La zona de El Porvenir, ha experimentado una mayor afectación por incendios forestales y ganadería extensiva, influyendo directamente en la cantidad de especies por hectárea, ya que resultó menor que en los otros sitios evaluados. Estos hallazgos reafirman lo expresado por Ormeño, (2017), proporcionan indicadores, para definir estrategias de manejo y restauración específica, considerando factores claves como la diversidad, la presencia de especies indicadoras y las variables ambientales, en los sitios estudiados.

Estos resultados resaltan la compleja interacción entre la perturbación, la resiliencia de la comunidad y la eficacia de la restauración ecológica en bosques de Pino afectados por plagas. Este estudio contribuye al entendimiento de los procesos ecológicos y a la toma de decisiones fundamentada en la gestión sostenible de ecosistemas afectados por plagas en diferentes localidades.

Conclusiones

La evaluación de la diversidad alfa resalta que las comunidades más diversas se encuentran en el Sitio A, mientras que las menos diversas se ubican en el Sitio B. La riqueza de especies fue el atributo evaluado, utilizando diferentes índices como Margalef, Shannon, Simpson y curvas de rarefacción. Todos los índices relacionados con este atributo mostraron resultados altamente concordantes.

En cuanto a la diversidad beta, se indica una similitud moderada entre ambos sitios. Esta moderada similitud sugiere que la perturbación impactó la diversidad florística, evidenciada por la reducción de algunas especies y familias que no se observaron en el Sitio B pero sí estaban presentes en el Sitio A.

El análisis de conglomerado revela agrupaciones de familias basadas en condiciones relacionadas, como la pendiente, la cantidad de individuos en las muestras y la procedencia de los sitios, además de su presencia o ausencia en ambas muestras.

Entre las diferencias notables, se destaca que el Sitio B presenta solo 96 especies y 30 familias, en comparación con el Sitio A que exhibe 158 especies de 43 familias. Esto implica una reducción significativa en el número de individuos en cada muestra, con 304,834 para el Sitio A y 60,199 para el Sitio B.

Se identificaron 76 especies exclusivas del Sitio A y 13 exclusivas del Sitio B, mientras que 83 especies se comparten entre ambas muestras. Según el análisis de componentes principales, la variable de mayor influencia en el impacto del gorgojo descortezador es la distancia al brote más cercano, destacando su papel crucial en aumentar la vulnerabilidad del sitio ante el ataque de la plaga.

La diversidad alfa reveló que los sitios no perturbados (NA) por plagas albergaban comunidades más diversas en comparación con los perturbados (SA), por la presencia del gorgojo descortezador. Destacando la importancia de considerar la riqueza de especies junto con índices de diversidad beta para obtener una comprensión completa de la respuesta de la biodiversidad a la perturbación.

Los sitios (SA), con diversidad baja, se considera en términos de abundancia un ecosistema vulnerable a perturbaciones, cambios ambientales y a la propagación de enfermedades entre las especies dominantes. En cambio un área con una alta riqueza y abundancia distribuida entre las especies (NA), se considera un ecosistema saludable.

Referencias

- Bergamini, N, Blasiak, R, & Eyzaguirre, PB. (2013). Indicators of resilience in socio-ecological production landscapes (SEPLs). *United Nations University Institute of Advanced Studies*
- Cayuela, L., Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2015). Ecological and biogeographic null hypotheses for comparing rarefaction curves. *Ecological Monographs*, 85(1), 437-455. <https://doi.org/10.1890/14-1470.1>
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). Conafor. 2017. Inventario Nacional Forestal y de Suelo (INFyS) 2013-2014, colección de 32 volúmenes. http://www.conafor.gob.mx/innovacion_forestal/?p=2908
- Dickinson, Y, Pelz, K, Giles, E, & Howie, J. (2015). How we been successful? Monitoring horizontal forest complexity for forest restoration projects. *Restoration Ecology*, 24 (1), 8 – 17.
- Ferriol, M., & Merle, H. (2012). Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad, aplicación al estudio de comunidades vegetales. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia. Obtenido de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/16285/Micro-soft%20Word%20-%20articulo%20docente%20def.pdf?sequence=1>
- Halffter, G., Soberón, J., Koleff, P., & Melic, A. (2005). Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma. Zaragoza: SEA, CONABIO, Gruoi DIVERSITAS y CONACYT. http://sea-entomologia.org/PDF/M3M4/005_018_01_Significado.pdf
- López, N. (2022). Caracterización del sotobosque en bosques mixtos de liquidámbar y pino en la microcuenca Santa Inés, Honduras. Tegucigalpa: Escuela Agrícola Panameicana, Zamorano . <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/ffc16a90-9740-4d69-985a-ce8d4c500b18/content>
- Manzanilla, G., Mata, J., Treviño, E., Aguirre, Ó., Rodríguez, E., & Yerena, J. (2020). Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 96. Obtenido de <https://www.scielo.org.mx/pdf/remcf/v11n61/2007-1132-remcf-11-61-94.pdf>
- Martínez Rivas, ER. 2008. Características de sitio que determinan el crecimiento y la productividad de pino colorado (*Pinus oocarpa Schiede*) en plantaciones forestales de diferentes regiones en Guatemala. Tesis de licenciatura, Universidad de San Carlos de Guatemala, Guatemala.



-
- Mazón, M, Aguirre, N, Echeverría, C., & Aronson, J. (2019). Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and Caribbean Region. *Restoration Ecology*. <https://bit.ly/32699w9>
- Mejía, T y House, P. 2002. Mapa de ecosistemas vegetales de Honduras. Manual de Consultas AFE/COHDEFOR. Proyecto PAAR. Tegucigalpa. 60 p.
- Millar, C. I., & Stephenson, N. L. (2015). Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. *Science*, 349(6250), 823-826. doi:10.1126/science.aaa9933
- Mora, A., Burbano, O., Méndez, C., & Castro, D. (2017). Evaluación de la biodiversidad y caracterización de estructural de un Bosque de Encino (*Quercus L.*) en la Sierra Madre del Sur, México. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 70 - 71.
- Ormeño, L. (2017). Propuesta de estratos de poblaciones en el bosque natural mixto de liquidámbar y coníferas para su uso en la norma técnica para la elaboración de planes de manejo en bosque de liquidámbar. Honduras: Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. <https://bdigital.zamorano.edu/server/api/core/bitstreams/6c8f0d2f-ca3f-47ff-8ee0-66c0f866e746/content>
- Pérez, E. S., Secaira, E., Macías, C., Morales, S., & Amezcua, I. (2010). Restauración ecológica de bosques de pino-encino en Centroamérica: lecciones aprendidas. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 16(2), 1-16.
- Peters, H. A. (2003). Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. *Ecology Letters*, 6(8), 757-765. . <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00492.x>
- Solano, R. (2008). Cambios en la calidad de vida de los habitantes de El Porvenir, Francisco Morazán, generado por el funcionamiento de la Mina San Martín, Entre Mares. Proyecto de graduación del programa de Ingeniería en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano.
- Sonco, R. (2013). Estudio de la diversidad alfa y beta en tres localidades de un bosque montano en la región de Madidi. Tesis, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Fuente de financiamiento

Gobierno de Honduras, a través del Programa de la Red Solidaria (PRS) en el marco de la implementación del Proyecto Manejo Sostenible de Bosques 3878/BL-HO, financiado por el Banco Interamericano de Desarrollo (BID).