

04-004

MODEL OF INDICATORS OF DAMAGE, RECOVERY AND RESILIENCE OF PRODUCTIVE FOREST AREAS AFFECTED BY FIRES

Cadena Zamudio, Daniel Alejandro (1); Ruiz Guerra, Betsabe (2); Guevara Hernández, Roger (3); Flores Garnica, German (4)

(1) Instituto de Ecología, (2) Instituto de Ecología A.C., (3) Instituto de Ecología, A.C., (4) Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP)

Forest fires occur with greater intensity and their effects represent limitations to the recovery of rural production areas. When it is appropriate to enter with primary tasks without further affecting the agroecosystem. Indicators have been developed to determine the recovery of burned areas, most of them focused on meteorological-human factors without considering natural agents (vegetation, soil organisms and terrestrial arthropods) that decompose organic matter and recycle nutrients post-fire. To determine a model of post-forest fire recovery indicators, the abundance, richness, and diversity of the community of terrestrial arthropods, vegetation, and abundance at two levels of severity (moderate and high) were evaluated in a temperate forest affected by a fire, with samplings and field and laboratory analysis (RStudio). At two years, the diversity of terrestrial arthropods increased compared to pre-fire values. Sites with moderate severity increased in abundance of saprophagous species. Moderate severity recorded an abundance of new arthropods, and high severity biodiversity recovered more slowly. Terrestrial arthropods generate recovery effects of other ecological components, they are a good model to determine fire damage-recovery at different levels, and they suggest the resilience capacity that indicates time of entry with productive tasks.

Keywords: Invertebrates; mesofuna; fire; disturbance; agroecosystem

MODELO DE INDICADORES DE DAÑO, RECUPERACIÓN Y RESILIENCIA DE ÁREAS PRODUCTIVAS FORESTALES AFECTADAS POR INCENDIOS

Lo incendios forestales ocurren con mayor intensidad y sus efectos representan limitantes a la recuperación de áreas rurales de producción. Cuando es adecuado ingresar con labores primarias sin afectar más el agroecosistema. Se han desarrollado indicadores para determinar la recuperación de áreas incendiadas, la mayoría centrados en factores meteorológico-humanos sin considerar agentes naturales (vegetación, organismos del suelo y artrópodos terrestres) que descomponen materia orgánica y reciclan nutrientes post incendio. Para determinar un modelo de indicadores de recuperación postincendio forestal, se evaluó la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de artrópodos terrestres, vegetación y abundancia en dos niveles de severidad (moderada y alta) en un bosque templado afectado por un incendio, con muestreos y análisis (RStudio) de campo y laboratorio. A dos años, la diversidad de artrópodos terrestres incrementó respecto a valores previos al fuego. Los sitios con severidad moderada aumentaron en abundancia de especies saprófagas. La severidad moderada registró abundancia de nuevos artrópodos, y en severidad alta, la biodiversidad se recuperó más lento. Los artrópodos terrestres generan efectos de recuperación de otros componentes ecológicos, son buen modelo para determinar daño-recuperación por fuego en diferentes niveles, y sugieren la capacidad de resiliencia que indica tiempo de ingreso con labores productivas.

Palabras clave: "Invertebrados"; "mesofauna"; "fuego"; "perturbación"; "agroecosistema"

Correspondencia: Daniel Alejandro Cadena Zamudio

daniel.cadena@posgrado.ecologia.edu.mx

Agradecimientos: Instituto de Ecología A.C., Red de Biología Evolutiva



©2022 by the authors. Licensee AEIPRO, Spain. This article is licensed under a Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. Introducción

Los incendios forestales son perturbaciones naturales que influyen en la estructura, dinámica, funcionamiento, composición y diversidad de especies (He, Lamont y Pausas, 2019). En la última década los regímenes de incendios se han incrementado debido a la combinación de las condiciones climáticas actuales y las actividades humanas (Rogers et al., 2020). Si bien el efecto de la frecuencia de los incendios ha sido bien estudiado en la estructura de las comunidades (Hart et al., 2019), poco se sabe sobre el efecto de la severidad (Koltz et al., 2018), y es predecible que la severidad afecte de manera diferencial las propiedades del suelo (color, textura, temperatura, pH) así como los componentes bióticos del suelo (Buckingham, Murphy y Gibb, 2019).

Los artrópodos terrestres contribuyen en procesos ecológicos fundamentales en los ecosistemas forestales, actualmente constituyen 15% de la biodiversidad (1.050 millones de especies aproximadamente) (Storck, 2018). Son responsables del 13% de la descomposición de la materia orgánica y el reciclado de nutrientes (Menta y Remelli, 2020). Contribuyen en los procesos de mineralización del fósforo y nitrógeno, así como en el mantenimiento de la estructura y textura del suelo (Parisi et al., 2005). Estudios previos han mostrado que son resilientes a las perturbaciones como los incendios forestales (Yekwayo et al., 2018). Los incendios no solo provocan la muerte de las poblaciones, sino también causan efectos indirectos a través de los cambios en la vegetación al modificar la disponibilidad de recursos y refugios disponibles (Rohde, Pilliod y Novak, 2018).

La literatura muestra que el efecto de los incendios depende de los grupos ecológicos y la severidad de mismo (Buckingham, Murphy y Gibb, 2019). Por ejemplo, la densidad de insectos disminuye como resultado de la disminución de recursos (menor cobertura de hojarasca) (Vasconcelos et al., 2009), mientras que otros resisten debido a su capacidad de dispersión y poca especialización de recursos (Moretti, Duelli y Obrist, 2006), y algunos otros son dependientes (Pausas et al., 2018).

El entendimiento de los procesos que determinan la resiliencia de los bosques y las comunidades bióticas es uno de los principales temas de la ecología contemporánea (Segre et al., 2014). En general, se han utilizado diversos indicadores de riesgo que han integrado componentes de ignición, vulnerabilidad, ocurrencia histórica y combustibles de los incendios para evaluar el daño y la resiliencia del mismo (Shoemaker et al., 2020). En general, la mayoría de estos indicadores se han centrado en factores meteorológicos como de origen humano sin tomar en cuenta los agentes naturales, como la vegetación y los organismos que habitan en el suelo, como los artrópodos terrestres (Myers y Hamrs, 2011). Por lo tanto, entender como las perturbaciones ecológicas (incendios) interactúan con los componentes bióticos de los ecosistemas terrestres ayudará a comprender cómo se modifican los procesos de ensamblaje y resiliencia en las comunidades del suelo.

Las comunidades de artrópodos terrestres son un buen modelo de estudio para evaluar los efectos de perturbaciones ecológicas debido a su capacidad de dispersión y su sensibilidad a los disturbios, lo que permite explorar los cambios en la diversidad y riqueza de la comunidad a corto y mediano plazo (Murphy, Richards y Wimp, 2020). En este estudio se evaluó la abundancia, riqueza, diversidad de la comunidad de los artrópodos terrestres en dos niveles de severidad de un incendio en un bosque templado neotropical de México. Se realizó un experimento natural a partir de un incendio forestal en un bosque para probar las siguientes preguntas: 1) ¿La diversidad de artrópodos terrestres se correlaciona positivamente con el tiempo posterior al incendio forestal? 2) ¿La diversidad de artrópodos terrestres se correlaciona negativamente con la severidad del fuego? La hipótesis es que la diversidad de la comunidad de artrópodos terrestres aumentará con el tiempo después del

incendio, y el ritmo de recuperación de la comunidad de artrópodos terrestres se correlacionará negativamente con la severidad del incendio forestal.

Dicho lo anterior se propone como objetivo, un modelo de identificación de daños por incendios forestales a partir de la biota del suelo con el fin de contar con un sistema integral de riesgo para el México capaz de resumir y transformar las perturbaciones naturales como los incendios en información e indicadores útiles para las dependencias gubernamentales como CONAFOR, SNIF y SADER para ser sugeridas como sitios para una gestión forestal favorable a partir de procesos de validación estadística que doten de robustez.

2. Metodología

Se realizó una investigación con un enfoque ecológico experimental en campo que incluyó el sitio de estudio, la selección de la zona del incendio y su clasificación a partir de imágenes satelitales y la corroboración en campo, así como el diseño experimental, colecta e identificación de especímenes y análisis estadístico (datos cuantitativos). Los procedimientos descritos anteriormente se presentan en el diagrama de flujo (Figura 1).

Figura 1: Enfoque metodológico utilizado para el estudio.

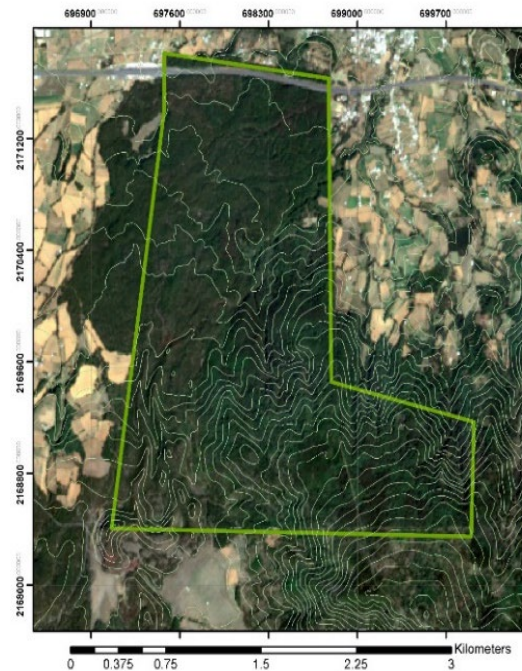


• 2.1 Sitio de estudio

El estudio se realizó en la reserva para la recreación y educación ambiental San Juan del Monte. Cuenta con una extensión de 609.62 hectáreas, se localiza en la vertiente norte del volcán del cofre de perote en Las Vigas de Ramírez, de Veracruz, México (19° 37' 53.4", N, 97° 7' 0.1" O). Las elevaciones oscilan de 2300 a 2700 m, con una topografía muy heterogénea que va de terrenos abruptos difíciles de transitar, hasta llanuras que cuentan con la presencia de rocas conocidas como "malpaís" (SEDEMA, 2002). El clima es templado

subhúmedo C(w1) con nublados frecuentes y heladas ocasionales. La temperatura promedio anual va de 12 a 18 °C, con precipitación media de 200 a 1800 mm (García, 2004) (Figura 2).

Figura 2: Ubicación del Área Protegida San Juan del Monte, Veracruz, México.



La vegetación de la zona corresponde a bosque de coníferas de clima templado con suelos ácidos de tipo volcánico. En el área se distinguen dos tipos de bosque: bosque de pino dominado por *Pinus teocote* y el bosque mixto (*Pinus patula*, *Pinus pseudoestrobis*, *Quercus* spp, *Alnus jorullensis* y *Arbutus xalapensis*). En el estrato arbustivo predominan especies como *Baccharis conferta*, *Acaena elongata* y *Buddleia* sp., mientras que en el estrato herbáceo está se registran *Alchemilla pectinata*, *Archibaccharis androgyna*, *Pteridium aquilinum*, y poáceas (*Muhlenbergia macroura* y *Brachypodium mexicanum*) (SEDEMA, 2002).

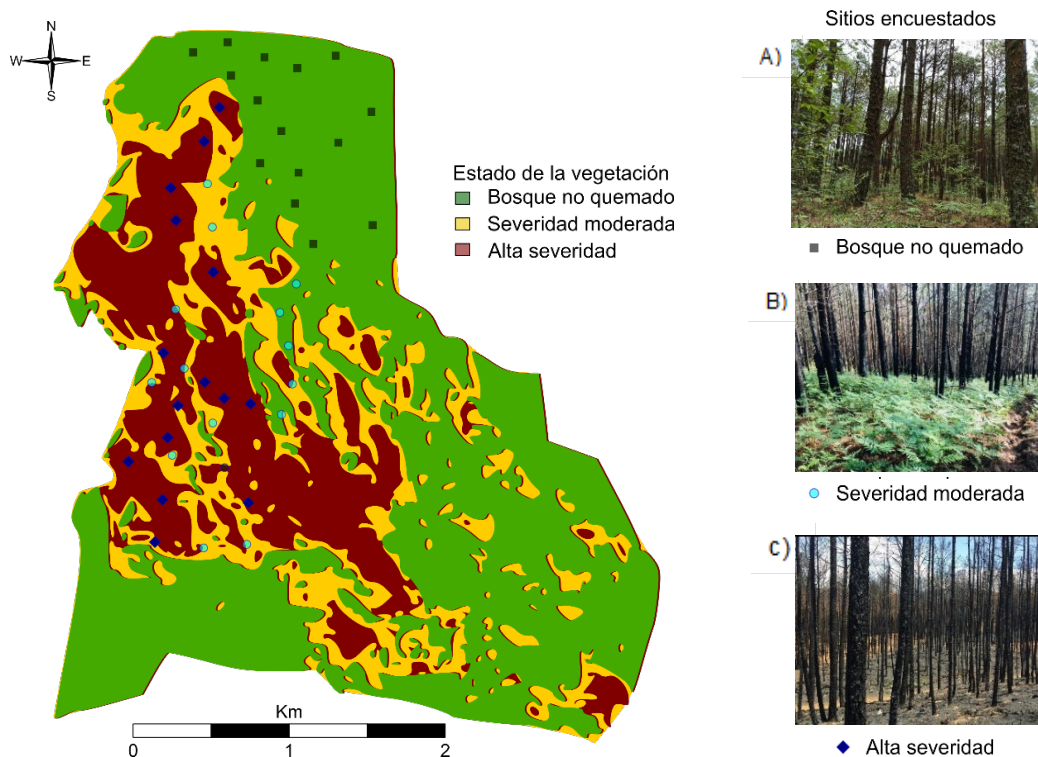
- **2.2 Clasificación de la severidad del incendio**

El incendio forestal de la reserva de San Juan del Monte se registró del 10 al 15 de marzo del 2019 afectando aproximadamente 350 hectáreas, representando más del 50% de la reserva (609.62 ha) (Datos no publicados). El incendio inició por una fogata mal apagada y a la quema agrícola no controlada de la región. Debido a las altas temperaturas registradas, la variación topográfica, así como a los fuertes vientos del noreste de principios de la primavera, propicio que el fuego se propagara en dirección sur-norte en forma de un mosaico heterogéneo formando diferentes niveles de severidad a lo largo de toda la reserva.

La severidad del incendio forestal se clasificó de la siguiente manera: se descargaron imágenes satelitales de la zona del satélite sentinel 2-A de la Agencia Espacial Europea (ESA, <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Se utilizaron las bandas RGB 2, 3 y 4 para identificar los elementos en las imágenes (agua, vegetación, presencia de incendios). Posteriormente se tomaron fotografías aéreas de los sitios con un dron (Mavic Pro) a una altura de vuelo de 50 m, las fotos se utilizaron como puntos de control para generar una firma espectral el software ArcMap 10.5, y con ésta se realizó una clasificación supervisada con el método de Máxima Verosimilitud (MaxLike) del cual se obtuvo un mapa con una clasificación de las dos severidades del incendio forestal. Debido a que la severidad del incendio fue heterogénea, se hicieron recorridos de campo para corroborar que los sitios coincidieran con la severidad determinada por las imágenes satelitales de acuerdo a la clasificación propuesta

por Keeley (2009) donde se caracterizaron los sitios sin quemar como el bosque no quemado el cual no presentó ningún daño por el fuego, los sitios de severidad moderada correspondieron a sitios con árboles con pequeñas fracciones de copas con agujas verdes-amarillas, con los tallos quemados pero la capa orgánica del suelo gran parte intacta, mientras que los sitios de alta severidad presentaron áreas totalmente destruidas en los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, con depósitos de ceniza blanca y materia orgánica carbonizada a varios cm de profundidad (Figura 3).

Figura 3: Distribución espacial de la severidad del incendio forestal del Área Protegida San Juan del Monte. A) bosque no quemado sin ningún daño por el incendio forestal, B) severidad moderada se caracterizó por que el fuego se limitó al estrato bajo (pastos, herbáceas y arbustos pequeños) y C) severidad alta, los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo fueron quemados totalmente.



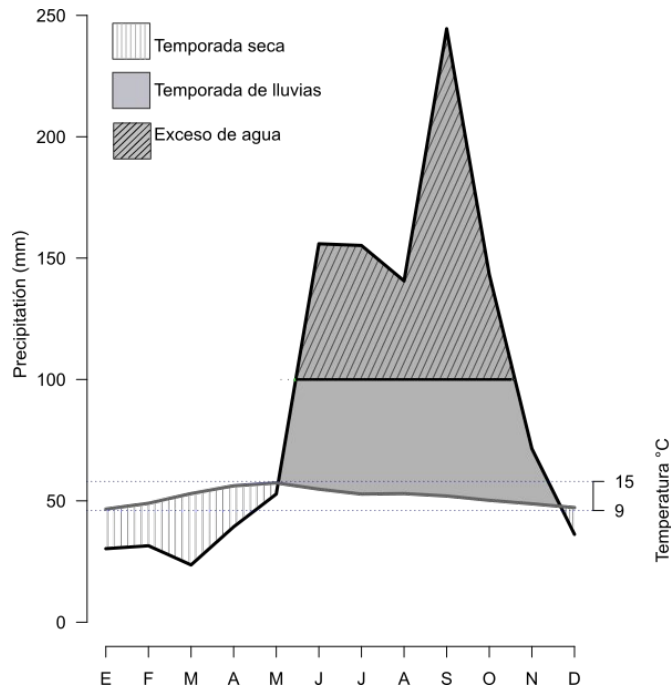
• 2.3 Diseño experimental y muestreo de artrópodos

Se seleccionaron 45 sitios de los cuales 15 fueron no quemados, 15 de severidad moderada y 15 de severidad alta. Todos los sitios se ubicaron desde 2300 a 2500 m de altitud. Cada sitio tuvo un área de 400 m² con una distancia entre sí de 230 m para evitar la replicación (Woodcock, 2005). El muestreo tuvo lugar de marzo del 2019 a marzo del 2020 (temporada cálida-seca y húmeda) (Figura 4).

Las muestras de artrópodos terrestres se colectaron utilizando trampas de caída (Woodcock, 2005). En cada sitio se colocaron cinco trampas de las cuales una fue colocada en el centro del sitio y las cuatro restantes en las esquinas de éste a 10 m de distancia formando un cuadro de 400 m² (45/5, N=225). Las trampas consistieron en vasos de unicel de 13 cm de altura con 10 cm de diámetro empotradas a una profundidad en el suelo de 13 cm. Para reducir la

captura de hojarasca y pequeños vertebrados a cada trampa se le montó un plato de plástico en la parte superior para mayor protección.

Figura 4: Temperatura y precipitación media anual del Área Protegida San Juan del Monte, Veracruz, México del periodo 2019-2020.



Cada trampa contenía 200 mL de jabón comercial. Las trampas se mantuvieron en el campo por tres días consecutivos (Skvarla, Larson y Dowling, 2014), y fueron evaluadas cada tres meses durante un año posterior al incendio. Todos los especímenes capturados fueron almacenados en tubos falcón con alcohol etílico al 70% e identificados a nivel de familia, orden y suborden cuando fue posible (Querner y Bruckner, 2010). Debido a que el área de estudio se considera hiperdiversa, la identificación de los especímenes a nivel de especies se considera una limitación importante en los estudios de artrópodos de terrestres.

• 2.4 Análisis de datos

Se realizó un el análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA) con la matriz de abundancia de gremios tróficos y morfoespecies para evaluar los efectos del tiempo después del incendio y la severidad del incendio en la comunidad de artrópodos terrestres (Anderson, 2001). Para describir las diferencias en la abundancia de gremios tróficos entre la severidad del incendio y los sitios no quemados de bosque en cada intervalo de tiempo, se utilizó la prueba de chi-cuadrado en las tablas de contingencia (Cochran, 1952). Se usaron curvas de rarefacción para el bosque no quemado, así como para los sitios de severidad moderada y alta del incendio para comparar y describir cambios en la diversidad alfa de los taxones. Todos los datos fueron estandarizados basado en el número real de trampas incluidas en la condición del bosque. Las diferencias entre las curvas de acumulación de morfoespecies se establecieron mediante inspección visual al 95% de intervalos confianza (Chao et al., 2015). Todos los análisis se realizaron en el software R 3.3.1 (R Core Team, 2020).

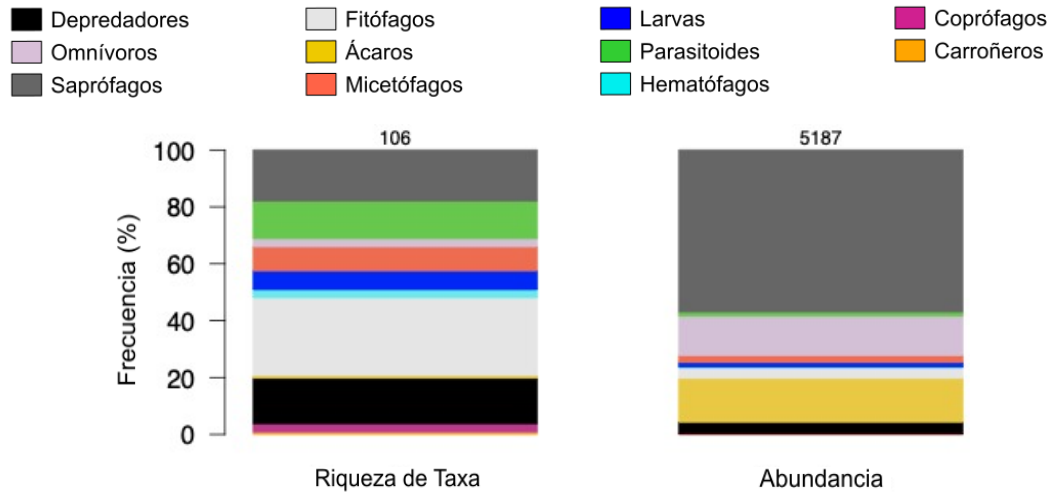
3. Resultados

3.1 Abundancia de gremios tróficos

En general, se encontraron 5187 individuos de 106 taxones que representan 11 gremios tróficos (Figura 5). Los gremios más frecuentes fueron los de fitófagos (27%), saprófagos (17%), depredadores (15%), parasitoides (13%) y micetófagos (9%); los gremios más

abundantes fueron saprófagos (2953), omnívoros (715) y depredadores (212). Estos gremios, junto con los ácaros representaron el 90% de todos los individuos recolectados (Figura 5).

Figura 5: Frecuencia y abundancia de gremios tróficos de artrópodos terrestres del Área Protegida San Juan del Monte después del incendio forestal del 10 de marzo de 2019.



La abundancia de gremios tróficos difirió entre las condiciones del bosque y cambió con el tiempo. La prueba PERMANOVA mostró efectos significativos del tiempo después del incendio ($F = 12.8$, d.f. = 3, 130, $P = 0.001$, $R^2 = 0.20$), severidad del incendio ($F = 3.74$, d.f. = 2, 130, $P = 0.002$, $R^2 = 0.04$).

Tres meses después del incendio, al final de la estación seca (Figura 6a), se registró solo el 9% ($n = 444$) de todos los individuos, y el 64% eran omnívoros. Los saprófagos y los fitófagos representaron proporciones iguales (11%), y los depredadores representaron solo el 7%. En general, el 51% de los artrópodos recolectados tres meses después de ocurrido el incendio en el bosque no quemado. En comparación, el 24% y el 25% ocurrieron en niveles de severidad moderados y altos, respectivamente. Algunas frecuencias se apartaron significativamente de la expectativa aleatoria ($\chi^2 = 105.34$, d.f. = 10, $P < 0.001$). Los taxones saprófagos estuvieron sobrerrepresentados en el bosque no quemado ($z = 3.65$, $P < 0.001$). Además, los taxones de fitófagos y micetófagos estaban sobrerrepresentados en severidades moderadas y altas ($z = 2.82$, $P = 0.005$ y $z = 5.9$, $P < 0.001$, respectivamente).

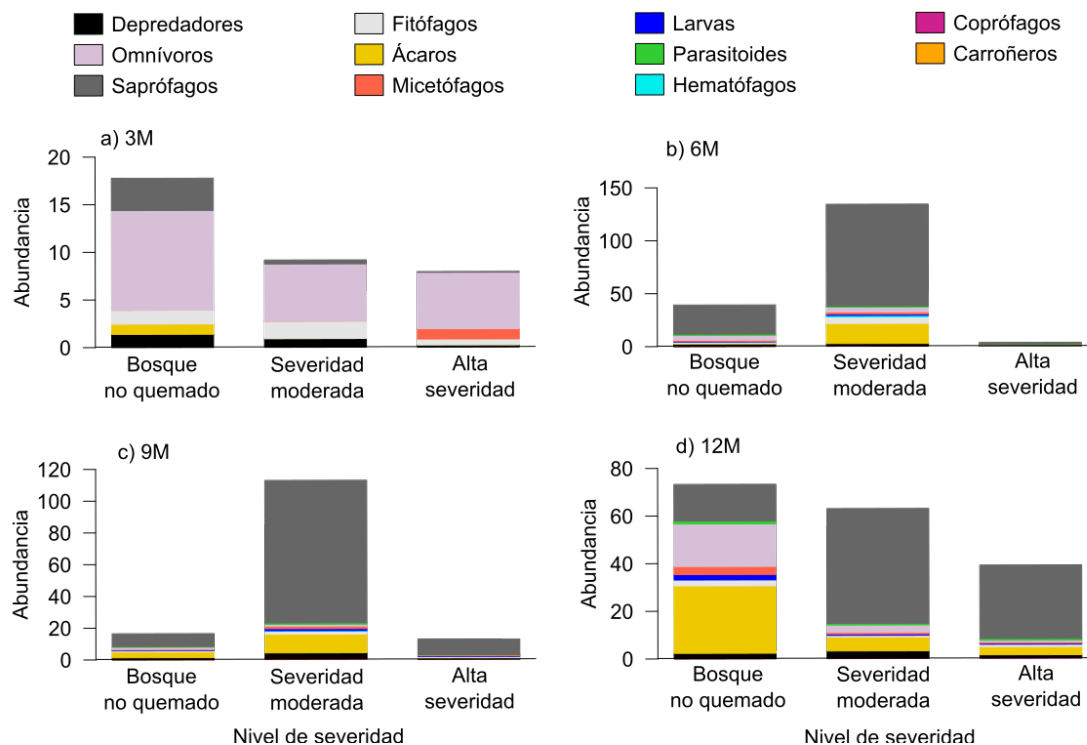
Seis meses después del incendio, se registró más del doble de la cantidad de artrópodos recolectados en junio, lo que representa el 19% (946) de los registros generales (Figura 6b). Observamos que el 71% de todas las recolecciones se realizaron en sitios con severidad moderada, y solo el 24% se recolectó del bosque no quemado. Algunas frecuencias diferían significativamente de la expectativa aleatoria ($\chi^2 = 608.06$, d.f. = 18, $P < 0.001$). Los saprófagos fueron el principal gremio trófico y estuvieron sobrerrepresentados en las áreas de severidad moderada del incendio ($z = 5.22$, $P < 0.001$). En el bosque no quemado, los omnívoros y depredadores tuvieron una abundancia desproporcionadamente mayor ($z = 16.87$, $P < 0.001$ y $z = 3.36$, $P < 0.001$, respectivamente) de lo pronosticado por casualidad, mientras que los fitófagos y parasitoides tuvieron una abundancia mayor de lo esperado en el bosque no quemado que en las áreas afectadas por el fuego ($z = 5.68$, $P < 0.001$ y $z = 5.51$, $P < 0.001$, respectivamente).

Uno de cada cuatro individuos muestreados fue recolectado nueve meses después del incendio, en diciembre de 2019 y hubo desviaciones significativas de la expectativa aleatoria ($\chi^2 = 174.23$, d.f. = 20, $P < 0.001$). El 70% de todas las capturas ocurrieron en áreas de severidad moderada, donde predominaron los saprófagos ($z = 1.92$, $P = 0.055$; ver Figura 6c). En el bosque no quemado, al igual que tres meses antes, los omnívoros y depredadores

tuvieron abundancias mayores que la expectativa aleatoria ($z = 7.17$, $P < 0.001$ y $z = 3.4$, $P < 0.001$, respectivamente).

Doce meses después del incendio, a principios de marzo de 2020, se observó la mayor abundancia de artrópodos terrestres (Figura 6d). Las muestras recolectadas representaron el 41% del total; el 51 % de la recolección provino del bosque no quemado y hubo algunas desviaciones significativas de la expectativa aleatoria ($\chi^2 = 937.1$, d.f. = 16, $P < 0.001$). En el bosque no quemado, los omnívoros y los ácaros (no asignados a gremios tróficos) tuvieron abundancias mayores a las esperadas por casualidad ($z = 11.57$, $P < 0.001$ y $z = 12.2$, $P < 0.001$, respectivamente). En contraste, los saprófagos tuvieron abundancias más altas que la expectativa aleatoria en sitios quemados ($z > 8.3$, $P < 0,001$).

Figura 6: Abundancia relativa de gremios tróficos de artrópodos terrestres en el bosque no quemado y los dos niveles de severidad de incendios forestales después del incendio de marzo de 2019 en el Área Protegida San Juan del Monte, Las Vigas, Veracruz, México.

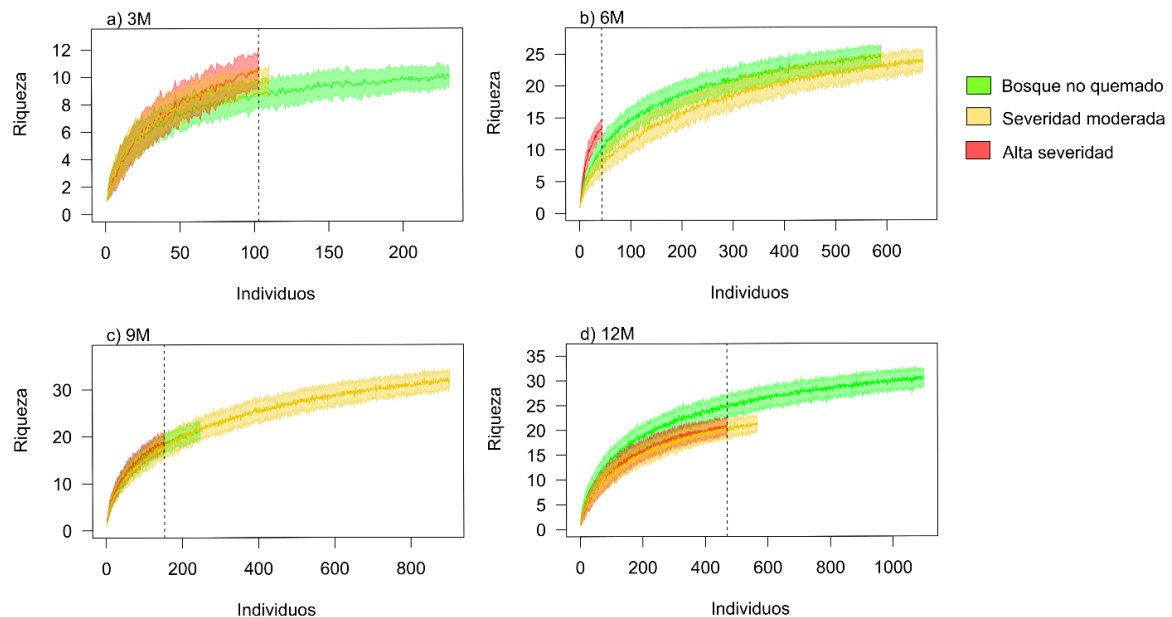


3.2 Diversidad alfa

En general, se distinguieron 88 combinaciones de órdenes y familias o morfotáxones. Al igual que el análisis sobre gremios tróficos, la prueba PERMANOVA sobre la abundancia de morfoespecies mostró un efecto significativo del tiempo después del incendio ($F = 11.89$, $gl = 3$, 130 , $P < 0,001$, $R^2 = 0,19$), la severidad del incendio ($F = 2,96$, $gl = 2$, 130 , $P < 0,001$, $R^2 = 0,03$). Tres meses después del incendio, los sitios de alta severidad tenían la mayor diversidad, como lo revelan las curvas de rarefacción que crecieron más rápido según los individuos de la muestra. Sin embargo, los sitios de alta severidad tuvieron la menor riqueza de morfotáxones (Figura 7a). El bosque no quemado, que tuvo la mayor abundancia, tuvo una diversidad similar a la de los sitios de severidad moderados. Seis meses después del incendio, las curvas de rarefacción fueron similares entre los sitios de bosques no quemados y los sitios de severidad moderada. Su diversidad fue mayor que en los sitios de baja abundancia y alta severidad (Figura 7b). Nueve meses después del incendio, los sitios con severidad moderada tenían mayor abundancia y diversidad que los bosques no quemados y

los sitios con alta severidad. A pesar de la abundancia de invertebrados en el bosque no quemado, la diversidad fue comparable a las áreas de alta severidad (Figura 7c). Un año después del incendio, en el pico de abundancia de artrópodos terrestres en el sitio de estudio, el bosque no quemado fue el ambiente con mayor abundancia y diversidad. Al mismo tiempo, no hubo diferencias en la abundancia o diversidad entre las severidades de los incendios (Figura 7d).

Figura 7: Curvas de rarefacción de taxones de artrópodos en bosques no quemados y los dos niveles de severidad del incendio forestal después del incendio forestal de marzo de 2019 en el Área Protegida San Juan del Monte, Las Vigas, Veracruz, México. La línea vertical punteada representa en el número real de trampas incluidas en cada condición del bosque.



4. Discusión

Este estudio mostró que la severidad del fuego y el tiempo después del fuego fueron determinantes de la abundancia, riqueza y diversidad de artrópodos terrestres. Además, se observó que diferentes gremios tróficos respondieron de manera diferente a la severidad del fuego y que su abundancia cambió con el tiempo. Los cambios a lo largo del tiempo en la diversidad alfa y el predominio del recambio de taxones en la diversidad beta en las áreas de alta severidad de incendios mostraron una comunidad dinámica de artrópodos terrestres que evolucionó después del evento de incendio. No está claro si tal dinamismo refleja una comunidad resiliente o la evolución de la comunidad hacia un estado alternativo. Considerando que en los sitios de alta severidad del fuego toda la materia orgánica fue consumida por el fuego, incluyendo árboles enteros cuyos tallos muertos en pie fueron carbonizados, en la escala de cientos a miles de metros cuadrados había un ambiente homogéneo totalmente cubierto de cenizas después del incendio. Además, la recuperación de la vegetación en el sitio de estudio mostró baja diversidad beta (Ramírez, 2020).

En los sitios de severidad moderada, los taxones saprófagos estuvieron sobrerrepresentados con el tiempo y los taxones saprófagos, principalmente Collembola, predominaron en los sitios quemados en San Juan del Monte. Esta observación concuerda con otros estudios realizados en bosques templados (Kim, 2016). Tres meses después del incendio, los taxones fitófagos y micetófagos estaban sobrerrepresentados en ambas severidades del incendio, y los omnívoros y depredadores abundaban en el bosque no quemado. Es probable que los cambios en la abundancia de artrópodos terrestres se deban a cambios en el medio ambiente causados por incendios forestales (Wermelinger et al., 2017) y por la disponibilidad de recursos alimentarios, como el carbono y la materia orgánica (Kim y Jung, 2008). Tres meses después del incendio en San Juan del Monte, con la llegada de lluvias esporádicas, el suelo

quemado, rico en nutrientes minerales y materia orgánica, era probablemente un campo fértil donde podían florecer plantas de sucesión temprana y hongos saprotróficos (Certini et al., 2021). Tal dinámica de sucesión es probablemente la razón por la que los fitófagos y los fungívoros proliferan entre los artrópodos terrestres. Aunque los omnívoros (principalmente Formicidae) estuvieron bien representados en los sitios de bosques no quemados, su abundancia fue baja en los sitios de severidad moderada y alta. Este hallazgo concuerda con estudios previos en los que se informaron disminuciones en la abundancia de Formicidae después de incendios forestales (Vasconcelos, Maravalhas y Cornelissen, 2017). Presuntamente, el principal impulsor de la disminución de Formicidae después de los incendios forestales fue la reducción de presas en la capa de hojarasca del suelo, lo que puso en peligro la continuidad de los nidos de hormigas (Lázaro-González et al., 2013).

Los patrones observados de altas abundancias de algunos gremios tróficos en sitios con severidad moderada y alta indican que la abundancia y diversidad de toda la comunidad de artrópodos terrestres presentaron una recuperación más rápida de la comunidad de artrópodos terrestres que en sitios con severidad alta. Presuntamente, las condiciones subterráneas provocadas por incendios de bajo impacto (por ejemplo, la temperatura, la humedad del suelo, el contenido de materia orgánica del suelo y el pH del suelo) son favorables para la proliferación de algunos gremios de artrópodos del suelo (Auclerc et al., 2019). No obstante, la estacionalidad y la dinámica de sucesión son impulsores predominantes de la comunidad de artrópodos terrestres, durante la temporada de lluvias, la descomposición de la materia orgánica por hongos y bacterias se ve facilitada por la proliferación de raíces finas y por la humedad sostenida del suelo que libera nutrientes al medio ambiente del suelo. Estas condiciones parecen promover muchas poblaciones de artrópodos terrestres (Pryke y Samways, 2012).

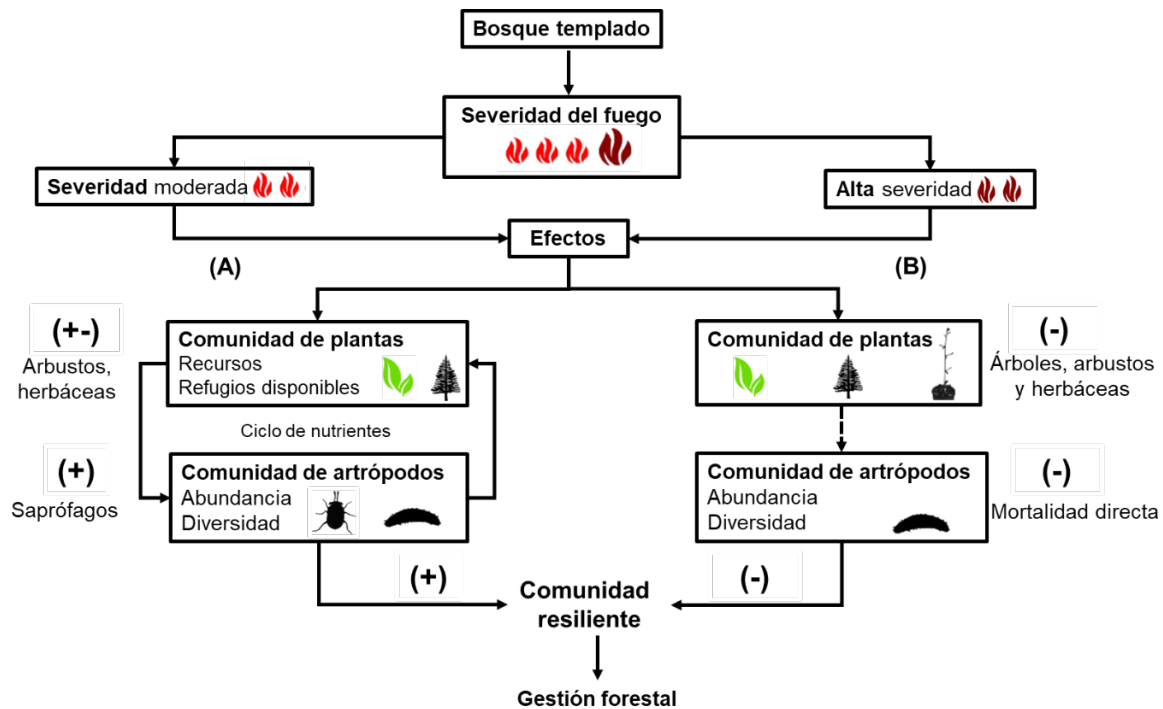
Las consecuencias del incendio forestal en San Juan del Monte sobre la comunidad de artrópodos terrestres fueron evidentes un año después del incendio. Los sitios de bosques no quemados tenían una mayor abundancia y diversidad en general en comparación con los sitios quemados. Sin embargo, los cambios a lo largo del tiempo en la abundancia y diversidad de la comunidad de artrópodos terrestres en áreas afectadas por incendios sugieren complejas respuestas de los artrópodos terrestres a eventos catastróficos, como un incendio (New, 2014). Además, estas respuestas pueden depender de la topografía, las condiciones microclimáticas y la estacionalidad de la región (López et al., 2016).

5. Modelo de identificación de daños por incendios

De acuerdo con De Vicente y López (2012), un modelo de identificación de daños por incendios forestales debe de pasar por un proceso de chequeo, evaluación y validación estadísticamente robusta donde las variables de este sean significativas en relación al fenómeno analizado. En este estudio se realizó un análisis exploratorio mediante histogramas de frecuencia de las variables, posteriormente se llevó a cabo el contraste de hipótesis (Cochran, 1952) y finalmente se realizó un análisis permutacional de la varianza (PERMANOVA) para evaluar las variables de respuesta como las diferencias en la abundancia de gremios tróficos y comparar los cambios en la diversidad alfa y riqueza de los morfoespecies en función del tiempo después del incendio y la severidad del incendio en los artrópodos terrestres. Dicho lo anterior y teniendo el proceso completo de validación se propuso el siguiente modelo de identificación de daños por incendios forestales a partir de la biota del suelo (Figura 8).

Figura 8: Modelo conceptual que representa el impacto e identificación de daño de la severidad de un incendio forestal sobre la abundancia y diversidad de la comunidad de artrópodos terrestres en un bosque templado. A) En una severidad moderada la comunidad vegetal se ve afectada pero no en gran medida, ya que la mayoría de las herbáceas y arbustos persisten generando mayores recursos y refugios disponibles que favorecen que la abundancia y diversidad de la comunidad de artrópodos, en particular del gremio de los saprófagos los cuales se alimentan de materia orgánica en descomposición permitiendo realizar el ciclo de nutrientes. Tal dinamismo refleja una comunidad resiliente a esta

perturbación, útil en la gestión forestal. B) Una alta severidad los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo se afectan negativamente lo que disminuye la abundancia y diversidad de los artrópodos terrestres por mortalidad directa, con una resiliencia de la biodiversidad considerablemente más lenta. Los signos positivos y negativos representan los efectos que puede causar la severidad del incendio forestal. Fuente: Elaboración propia.



En síntesis, el reingreso a las áreas afectadas por el incendio puede ser sugerida cuando la biodiversidad de artrópodos ha incrementado en las severidades moderadas del incendio forestal a partir la prevalencia de sotobosque (arbustos y herbáceas), y ello es cuando han ocurrido al menos 12 meses desde el evento de fuego ya que la abundancia de especies saprófagas aumenta, lo que permite realizar el ciclo de nutrientes y la resiliencia del ecosistema.

6. Conclusiones

En general, la comunidad de artrópodos terrestres mostró una dinámica de recuperación compleja después del incendio, combinada con cambios estacionales regulares en la abundancia y diversidad de taxones y gremios tróficos. No obstante, un año después del incendio, la diversidad y abundancia de los sitios afectados por el fuego era menor que la de los bosques no quemados, sin embargo, se sugieren como principales impulsores de la estructuración y recuperación después del incendio forestal. Con esta información se favorecerán acciones de manejo en los impactos futuros de los incendios, definiendo áreas prioritarias para maximizar la gestión forestal a largo plazo de los bosques templados y sus servicios ambientales.

7. Referencias

- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46. doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Auclerc, A., Le Moine, J.M., Hatton, P.J., Bird, J.A., & Nadelhoffer, K.J. (2019). Decadal post-fire succession of soil invertebrate communities is dependent on the soil surface properties in a northern temperate forest. *Science of The Total Environment*, 647, 1058-1068. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.041
- Buckingham, S., Murphy, N., & Gibb, H. (2019). Effects of fire severity on the composition and functional traits of litter-dwelling macroinvertebrates in a temperate forest. *Forest Ecology and Management*, 434, 279-288. doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.030

- Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M.E., & Mastrolonardo, G. (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, 488, 118989. doi.: 10.1016/j.foreco.2021.118989.
- Chao, A., Chiu, C. H., Hsieh, T. C., Davis, T., Nipperess, D. A., & Faith, D. P. (2015). Rarefaction and extrapolation of phylogenetic diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(4), 380-388. doi.org/10.1111/2041-210X.12247
- Cochran, W. G. (1952). The χ^2 test of goodness of fit. *Annals of Mathematical Statistics* 23:315-345. <https://www.jstor.org/stable/2236678>
- De Vicente y López, F. (2012). Diseño de un modelo de riesgo integral de incendios forestales mediante técnicas de multicriterio y automatización de sistemas de información geográfica. Una aplicación en la comunidad Valenciana. Tesis de Doctorado, Universidad Politécnica de Madrid, España.
- García, E. (2004). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koeppen. México D.F.: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Hart, S. J., Henkelman, J., McLoughlin, P. D., Nielsen, S. E., Truchon-Savard, A., & Johnstone, J. F. (2019). Examining forest resilience to changing fire frequency in a fire-prone region of boreal forest. *Global change biology*, 25(3), 869-884. doi.org/10.1111/gcb.14550
- He, T., Lamont, B.B., & Pausas, J.G. (2019). Fire as a key driver of Earth's biodiversity. *Biological Reviews*, 94(6), 1983-2010. doi.org/10.1111/brv.12544
- Keeley, J.E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126. doi.org/10.1071/WF07049
- Kim, H.T. (2016). The vegetation, soil characteristics, and soil microarthropods of maebongsan urban forest in cheongju-si, korea. *Journal of the Korean Society of Environmental Restoration Technology*, 19(6), 1-17. <https://10.13087/kosert.2016.19.6.1>
- Kim, J. W., & Jung, C. (2008). Abundance of soil microarthropods associated with forest fire severity in Samcheok, Korea. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 11(2), 77-81. doi.org/10.1016/j.aspen.2008.05.003
- Koltz, A. M., Burkle, L. A., Pressler, Y., Dell, J. E., Vidal, M. C., Richards, L. A., & Murphy, S. M. (2018). Global change and the importance of fire for the ecology and evolution of insects. *Current opinion in insect science*, 29, 110-116. doi.org/10.1016/j.cois.2018.07.015
- Lázaro-González, A., Arnan, X., Boulay, R., Cerdá, X., & Rodrigo, A. (2013). Short-term ecological and behavioural responses of Mediterranean ant species *Aphaenogaster gibbosa* (L. atr. 1798) to wildfire. *Insect Conservation and Diversity*, 6(5), 627-638. doi.org/10.1111/icad.12018
- Lopez, B., Burgio, K., Carlucci, M., Palmquist, K., Parada, A., & Weinberger, V. (2016). A new framework for inferring community assembly processes using phylogenetic information, relevant traits and environmental gradients. *One Ecosystem*, 1.e9501. <https://1:e9501.10.3897/oneeco>.
- Menta, C., & Remelli, S. (2020). Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. *Insects*, 11(1), 54. doi10.3390/insects11010054
- Moretti, M., Duelli, P., & Obrist, M.K. (2006). Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 149, 312-327. doi.org/10.1007/s00442-006-0450-z
- Murphy, S. M., Richards, L. A., & Wimp, G. M. (2020). Arthropod interactions and responses to disturbance in a changing world. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 93. doi.org/10.3389/fevo.2020.00093
- Myers, J.A., & Harms, K. E. (2011). Seed arrival and ecological filters interact to assemble high-diversity plant communities. *Ecology*, 92, 676-686. doi:10.1890/10-1001.1
- New, T. R. (2014). *Insects, fire and conservation*. Springer.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C., & Mozzanica, E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, ecosystems & environment*, 105(1-2), 323-333. doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002

- Pausas, J. G., Belliure, J., Mínguez, E., & Montagud, S. (2018). Fire benefits flower beetles in a Mediterranean ecosystem. *PloS one*, 13(6). doi.org/10.1371/journal.pone.0198951
- Pryke, J.S., & Samways, M.J. (2012). Differential resilience of invertebrates to fire. *Austral Ecology*, 37(4), 460-469. doi:10.1111/j.1442-9993.2011.02307.x
- Querner, P., & Bruckner, A. (2010). Combining pitfall traps and soil samples to collect Collembola for site scale biodiversity assessments. *Applied Soil Ecology*, 45.3: 293-297. doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.05.005
- Ramírez, S.D. (2020). Evaluación de un incendio forestal en un bosque de coníferas del centro de Veracruz: análisis de la regeneración usando percepción remota y métodos a nivel de campo. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Ver.
- R Core Team, (2020). R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna.
- Rogers, B. M., Balch, J. K., Goetz, S. J., Lehmann, C. E., & Turetsky, M. (2020). Focus on changing fire regimes: interactions with climate, ecosystems, and society. *Environmental Research Letters*, 15(3), 030201. doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d3a
- Rohde, A. T., Pilliod, D. S., & Novak, S. J. (2019). Insect communities in big sagebrush habitat are altered by wildfire and post-fire restoration seeding. *Insect Conservation and Diversity*, 12(3), 216-230. doi.org/10.1111/icad.12329
- SEDEMA (Secretaría de Medio Ambiente del Estado de Veracruz)., (2002). Área Verde Reservada para la Educación Ecológica el Predio Rústico San Juan del Monte. Secretaria de Medio Ambiente del Estado de Veracruz. Xalapa, Ver. 299 p.
- Segre, H., Ron, R., De Malach, N., Henkin, Z., Mandel, M., & Kadmon, R. (2014). Competitive exclusion, beta diversity, and deterministic vs. stochastic drivers of community assembly. *Ecology letters*, 17(11), 1400-1408. doi.org/10.1111/ele.12343
- Shoemaker, L. G., Sullivan, L. L., Donohue, I., Cabral, J. S., Williams, R. J., Mayfield, M. M., ... & Abbott, K. C. (2020). Integrating the underlying structure of stochasticity into community ecology. *Ecology*, 101(2). doi.org/10.1002/ecy.2922
- Skvarla, M. J., Larson, J. L., & Dowling, A. P. G. (2014). Pitfalls and preservatives: a review. *The Journal of the Entomological Society of Ontario*, 145.
- Stork, N.E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth? *Annual review of entomology*, 63, 31-45. doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043348
- Vasconcelos, H. L., Pacheco, R., Silva, R. C., Vasconcelos, P. B., Lopes, C. T., Costa, A. N., & Bruna, E. M. (2009). Dynamics of the leaf-litter arthropod fauna following fire in a neotropical woodland savanna. *PloS one*, 4(11). doi.org/10.1371/journal.pone.0007762
- Vasconcelos, H.L., Maravalhas, J.B., & Cornelissen, T. (2017). Effects of fire disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis. *Biodiversity Conservation*, 26, 177–188. doi.org/10.1007/s10531-016-1234-3
- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., Pezzatti, G. B., & Obrist, M. K. (2017). Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management*, 391, 9-18. doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.033
- Woodcock, B. A. (2005). Pitfall trapping in ecological studies. *Insect sampling in forest ecosystems*, 5, 37-57. doi.org/10.1002/9780470750513
- Yekwayo, I., Pryke, J. S., Gaigher, R., & Samways, M. J. (2018). Only multi-taxon studies show the full range of arthropod responses to fire. *PloS One*, 13(4). doi.org/10.1371/journal.pone.0195414

**Comunicación alineada con los
Objetivos de Desarrollo Sostenible**

