

Los incendios forestales modifican la comunidad de artrópodos benéficos sin afectar la productividad del cultivo de frambuesa

M. NOEL SZUDRUK^{1,2,✉}; LUCAS. A. GARIBALDI^{1,2}; MELINA PÁEZ^{1,2} & MARIANO M. AMOROSO^{1,2}

¹ Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina. ² Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural. San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.

RESUMEN

1. Las áreas naturales (AN) proveen contribuciones a los agroecosistemas debido al flujo de organismos benéficos. Sin embargo, los incendios forestales (IIF) afectan la interfase rural-urbana donde conviven producciones agropecuarias con parches de AN. Si bien los IIF han sido estudiados tanto por sus efectos sobre los ecosistemas naturales como por sus implicancias socio-económicas, no existe evidencia de su efecto sobre la productividad de cultivos mediado por interacciones biológicas.
2. En este trabajo evaluamos la relación entre los IIF y la abundancia y composición de las comunidades de visitantes florales (VF) y enemigos naturales de plagas (EN), y la producción frutícola en cultivos de frambuesa. Para ello, comparamos 6 chacras de frambuesas cercanas a AN afectadas por un incendio ocurrido en el corto plazo previo al muestreo, con 6 chacras alejadas de las mismas.
3. Encontramos que en las chacras cercanas al incendio, las visitas florales en frambuesa fueron un 58% más abundantes que en chacras alejadas, mientras que la comunidad de EN no fue afectada.
4. Las visitas de abejas nativas y de coleópteros fueron más abundantes en chacras cercanas al incendio, particularmente en primavera.
5. Sin embargo, la productividad del cultivo de frambuesa no se vio afectada por la cercanía al incendio.
6. Implicancias. Discutimos los diferentes mecanismos detrás de esta respuesta y resaltamos la importancia de las áreas cultivadas como reservorios de hábitat para abejas nativas y coleópteros en situaciones de destrucción de áreas naturales.

[Palabras clave: polinizadores, enemigos naturales, interfase rural-urbana, agroecosistemas, *Rubus ideaus*, Patagonia]

ABSTRACT. Forest fires modify the beneficial arthropods community, but do not affect productivity

1. Natural areas (NA) provide essential contributions to agroecosystems through the flow of beneficial organisms. However, wildfires affect the rural-urban interface where agricultural production coexists with patches of NA. While the effects of wildfires on natural ecosystems and their socio-economic implications have been widely studied, there is limited evidence on their impact on crop productivity through altered biological interactions.
2. In this study, we evaluated the relationship between a recent wildfire and the abundance and composition of flower visitor (FV) and natural enemy (NE) communities, as well as raspberry fruit production. We compared six raspberry farms located near burned NA with six distant farms, following a wildfire that occurred shortly before sampling.
3. We found that FV abundance was 58% higher on farms near the burned areas compared to those further away, while NE communities were not affected.
4. Visits by native bees and beetles were more frequent on the near-burn farms, particularly during spring.
5. However, changes in FV abundance did not influence crop productivity.
6. Implications. We discuss potential mechanisms behind these responses and highlight the role of cultivated areas as habitat refuges for native bees and beetles following the destruction of surrounding natural areas.

[Keywords: pollinators, natural enemies, rural-urban interface, agroecosystems, *Rubus ideaus*, Patagonia]

INTRODUCCIÓN

Las áreas urbanas y rurales dispuestas en parches dentro de una matriz de bosque a escala de paisaje sostienen grandes beneficios asociados a la multifuncionalidad y al flujo de servicios ecosistémicos entre las áreas naturales (AN) y los agroecosistemas donde se desarrollan actividades productivas (Lattera et al. 2012; Mastrangelo et al. 2014). Sin embargo, existen perturbaciones asociadas a la interfase rural-urbana (Radeloff et al. 2005; Stewart et al. 2007) que pueden conducir a un desequilibrio de estos flujos, impactando directamente en la estabilidad y resiliencia de los agroecosistemas. Además de contaminación, invasión biológica y fragmentación del hábitat, uno de los grandes riesgos que conlleva la expansión urbana sobre las AN son los incendios forestales (IIFF) (Bowman et al. 2009; Stewart et al. 2007; Veblen et al. 1999).

A escala global, los IIFF han experimentado un aumento preocupante en su frecuencia y su severidad en las últimas décadas (Bowman et al. 2009). En la Región Patagónica Argentina, los incendios son un disturbio recurrente, con 234 incendios registrados entre 1999-2022 que afectaron ~126594 ha de vegetación, incluyendo bosques nativos (Barberá et al. 2025). Estos eventos destacan los grandes incendios registrados en los años 1999, 2015, 2021 y 2022, que concentraron ~50% del área total quemada (Barberá et al. 2025). Aunque no se observa un aumento marcado en la frecuencia a lo largo del período, la ocurrencia reciente de incendios extensos y severos sugiere una posible intensificación bajo condiciones climáticas más cálidas y secas (Barberá et al. 2025; Kitzberger et al. 2022; Tiribelli et al. 2024). Estas tendencias amenazan la biodiversidad del Bosque Andino Patagónico y podrían tener fuertes implicancias para la seguridad alimentaria de poblaciones cuyos agroecosistemas forman parte de la interfase rural-urbana en paisajes heterogéneos. Allí, los IIFF podrían afectar el hábitat de numerosos organismos clave para la agricultura, como polinizadores y controladores biológicos de plagas. Pero las investigaciones indican que los efectos del fuego sobre los servicios ecosistémicos son variados (Carbone et al. 2019; Kuzmanich et al. 2022; Lewis et al. 2014). Por un lado, los incendios mostraron efectos negativos en la calidad del agua, la regulación del clima y el control de la erosión, y por el otro lado, efectos positivos en la provisión de alimentos y el control de disturbios, debido a los roles clave

de las perturbaciones naturales en los procesos ecológicos (Roces-Díaz et al. 2022).

Los incendios pueden alterar las interacciones bióticas planta-polinizador al modificar la estructura del hábitat, afectando la visibilidad, los recursos y los patrones de floración (Carbone et al. 2019). No obstante, los incendios podrían beneficiar la riqueza y la abundancia de polinizadores (Fahrig et al. 2011) al aumentar la heterogeneidad del paisaje y la diversidad de especies a escala local (Ponisio et al. 2016). Estudios recientes documentaron una resiliencia significativa de la actividad de los polinizadores tras los incendios, atribuida a su capacidad de vuelo, hábitos de anidación y alimentación, y alta disponibilidad de flores (Carbone et al. 2019, 2024). Las respuestas de los polinizadores dependen, sin embargo, del grupo funcional (Nicholson and Egan 2020). Por ejemplo, se ha evidenciado que las abejas presentaron mayor abundancia y riqueza luego de eventos de incendios, mientras que otros grupos (e.g., moscas y mariposas) pueden experimentar efectos neutros o negativos (Carbone et al. 2024; García et al. 2018; Peralta et al. 2017). Esto se debe a que los hábitats incendiados hospedan, por un lado, a aquellas especies que sobrevivieron al incendio gracias a las características de sus sitios de nidificación (i.e., subterráneo) y, por el otro, a aquellas que recolonizan el sitio desde áreas no afectadas (Vidal-Cordero et al. 2023). Cabe esperar que en incendios de alta severidad y que abarcan grandes superficies, el efecto negativo sobre las comunidades de artrópodos sea más fuerte y generalizado, retardando, además, la recolonización y recuperación de las mismas.

Respecto a los enemigos naturales de plagas (EN), la evidencia es más limitada. Los incendios pueden reducir la abundancia de ciertos artrópodos o no tener efecto alguno, dependiendo de la severidad (Murphy et al. 2018) y frecuencia (Tavella et al. 2024) del incendio. Por un lado, la mayor disponibilidad de recursos tras un incendio (i.e., luz, nutrientes, espacio) promueve el crecimiento de flora y la fauna asociada (Burkle et al. 2019; Carbone et al. 2024; Pyke 2017). Por otro lado, la evidencia sugiere que incendios de alta severidad pueden afectar de manera directa a las comunidades vegetales y, por efecto cascada, impactar negativamente en los herbívoros y en sus controladores biológicos (Murphy et al. 2018; Tavella et al. 2024).

Por el contrario, los incendios pueden tener efectos positivos en la riqueza de especies de algunos grupos de EN, como los escarabajos terrestres (Carabidae), sírfidos (Syrphidae), avispas y arañas, en especial en escenarios donde los incendios son de baja a moderada severidad y ocurren con una frecuencia de 3 a 4 años (Moretti et al. 2004). Esto puede deberse a la recuperación rápida de estas especies en mosaicos de hábitats post-incendio que ofrecen abundantes recursos alimenticios y condiciones favorables para su desarrollo (Moretti et al. 2004). Además, estudios sobre parasitoides indican que la mayor riqueza de estos se observa varios años después de un incendio, aunque su abundancia puede no resultar afectada de forma directa, sino a través de los cambios en las comunidades de sus hospederos (Kuzmanich et al. 2023). Asimismo, Martínez y colaboradores (2022) reportaron que la abundancia de arañas especialistas disminuyó significativamente en áreas quemadas, probablemente debido a los cambios post-incendio en la composición y estructura de la comunidad vegetal.

Aunque las investigaciones sobre los efectos de los incendios en la polinización y el control biológico de plagas aumentaron en el último tiempo, persisten importantes vacíos de conocimiento en este campo. Hasta el momento no existen estudios que analicen los impactos de los incendios sobre los agroecosistemas aledaños, donde la proximidad al incendio podría alterar los equilibrios ecológicos que sostienen la productividad agrícola. Además, a diferencia de sistemas donde los incendios de severidad heterogénea promueven pirodiversidad (Pionisio et al. 2016), en la Patagonia, los incendios registrados en los últimos 22 años muestran predominancia de alta severidad (93%) (Tiribelli et al. 2024); esto homogeniza el paisaje donde predominan matorrales post-incendio con menor diversidad estructural (Barberá et al. 2025). Este trabajo tiene como objetivo evaluar la relación entre un incendio de alta severidad y la abundancia y composición de las comunidades de visitantes florales (VF) y EN, potenciales polinizadores y controladores biológicos de plagas respectivamente, analizando las implicancias sobre la producción frutícola en cultivos de frambuesa adyacentes a las áreas incendiadas. Nuestra primera hipótesis es que las áreas naturales próximas a las chacras son la principal fuente de VF silvestres y EN para los cultivos de frambuesa. Esperamos que la abundancia y diversidad de visitantes florales y enemigos naturales sea menor

en los cultivos de frambuesa cercanos a las áreas incendiadas con respecto a aquellos alejados de las mismas. Sin embargo, este efecto será menor en los grupos funcionales de mayor movilidad (voladores) con respecto a los grupos funcionales de menor movilidad (caminadores). Además, esperamos que este efecto sea mayor en la estación de primavera con respecto al verano debido a la mayor abundancia de especies silvestres asociadas a la flora nativa (Sáez et al. 2023). Nuestra segunda hipótesis establece que como los IIFF afectan las comunidades de artrópodos responsables de proveer servicios ecosistémicos clave como la polinización y el control biológico de plagas, la producción frutícola se verá afectada por igual. Esperamos que aquellas chacras cercanas al incendio presenten menores valores de productividad que aquellas chacras alejadas al mismo, pero insertas en una matriz de paisaje altamente heterogénea. Entender estos impactos es crucial para la planificación territorial y desarrollar estrategias de manejo del fuego que protejan tanto la biodiversidad como la estabilidad y productividad de los agroecosistemas en zonas de interfase.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo entre noviembre del 2021 y febrero del 2022 en las localidades de El Hoyo y Lago Puelo, al noroeste de la provincia de Chubut, Argentina (Figura 1, Material Suplementario 1). En esta región seleccionamos 12 chacras con producción de frambuesas en función de su distancia a las áreas naturales quemadas en el incendio Las Golondrinas, un megaincendio de alta severidad iniciado el 9 de marzo de 2021. Del total, 6 chacras seleccionadas se encuentran cercanas al área natural nativa afectada por el incendio (a menos de 700 m) (Figura 2a), mientras que las seis restantes están alejadas de la misma (a más de 3000 m) (Figura 2b). Estas distancias fueron consideradas en función de la distancia máxima de forrajeo de los polinizadores (Osborne et al. 2003; Steffan-Dewenter and Kuhn 2003). El área afectada por el incendio circundante a las chacras seleccionadas como cercanas fue clasificada en mayor medida como de severidad alta y moderada-alta (Material Suplementario-Tabla S3) con respecto a las restantes categorías de severidad (moderada-baja y baja) según las categorías sugeridas por la USGS (United States Geological Survey).

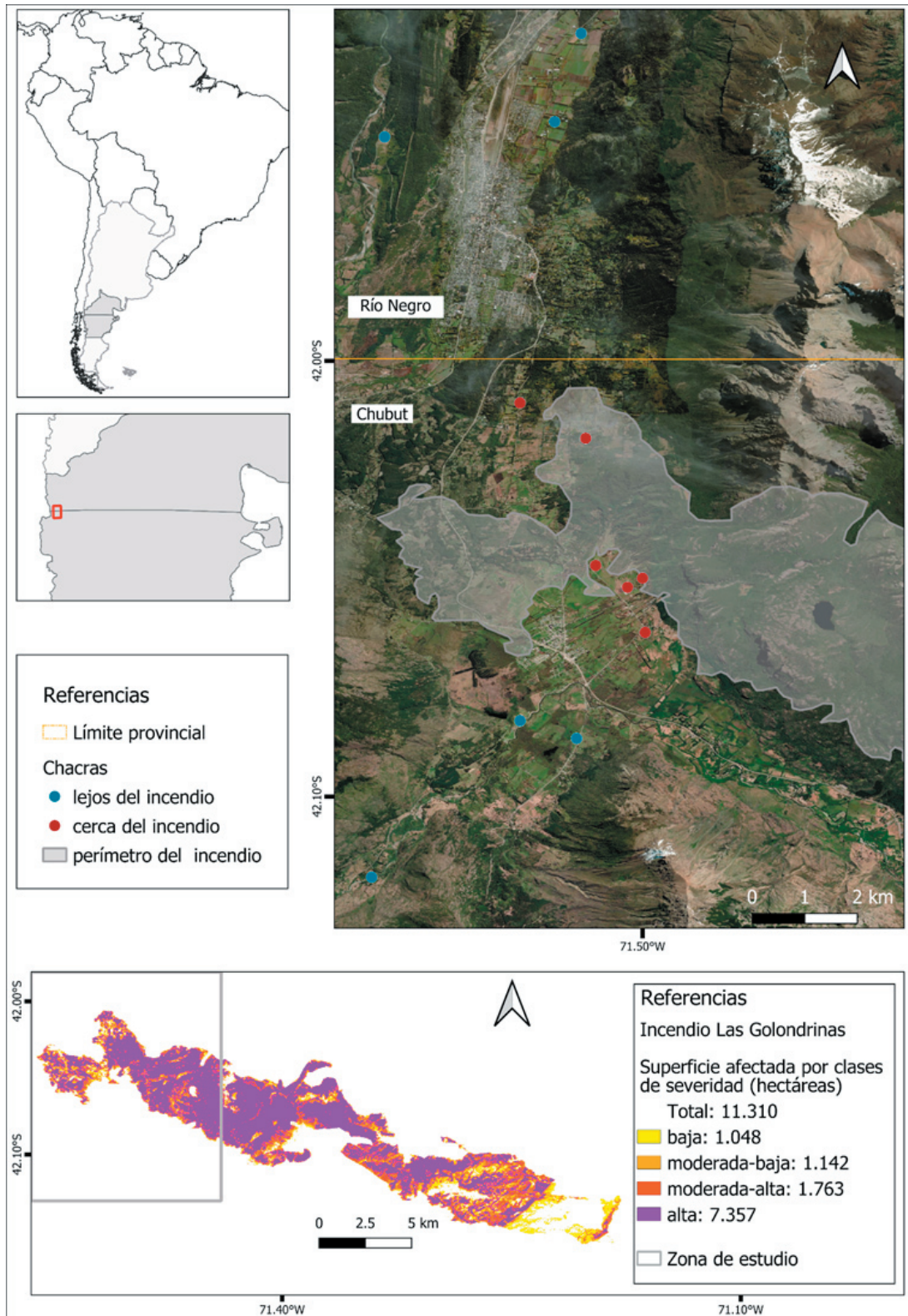


Figura 1. Ubicación del área de estudio. Arriba: ubicación de los sitios de muestreo (chacras) y del incendio. Abajo: extensión total del incendio y clasificación de la severidad del mismo según categorías sugeridas por la USGS.

Figure 1. Location of the study area. Top: location of sampling sites (farms) and the wildfire. Bottom: total extent of the wildfire and severity classification based on categories suggested by the USGS.



Figura 2. Sistemas de producción de frambuesas, adyacentes a áreas naturales nativas no afectadas por incendios recientes (a) y afectadas por el incendio Las Golondrinas (b).

Figura 2. Raspberry production systems adjacent to native natural areas unaffected by recent fires (a) and affected by the Las Golondrinas fire (b).

Muestreo de visitantes florales, enemigos naturales e indicadores productivos

En cada chacra registramos la abundancia y la biodiversidad de VF y EN. Los VF se registraron a través de muestreos observacionales sobre flores de frambuesa utilizando la metodología de Vaissière y colaboradores (2011). Para ello trazamos 8 transectas de 20 m por chacra, recorridas a paso lento y constante. Cada transecta representó la observación de ~200 flores de frambuesa. Las transectas fueron distribuidas a lo largo de dos días (4 por la mañana y 4 por la tarde), en época de floración plena (>10% de las plantas en anthesis) y evitando condiciones climáticas adversas (temperatura <15 °C, viento y lluvia). Consideramos VF a todos aquellos artrópodos observados en contacto con las partes reproductivas de la flor. A su vez, cuando fuera necesario, capturamos los VF con identidad desconocida para su posterior identificación. Identificamos los VF hasta nivel de especie, género o familia y los clasificamos en 6 grupos funcionales según su importancia diferencial en el ecosistema: Abejas nativas, *Apis mellifera*, *Bombus terrestris*, Coleópteros, Formicidae, Otros VF (Andrikopoulos and Cane 2018; Garibaldi et al. 2013; Page et al. 2021; Rader et al. 2016; Sáez et al. 2017).

Los EN, por su parte, fueron muestreados con la metodología de captura con trampas

pitfall. Colocamos 6 trampas por chacra dentro de las melgas de frambuesa, a una distancia de 3 m entre sí. Cada trampa contenía agua y una gota de jabón en su interior a fin de romper la tensión superficial; fueron dejadas en el campo durante 7 días. Una vez en laboratorio identificamos todos los artrópodos colectados hasta nivel de familia y continuamos trabajando con todos aquellos que, según la bibliografía, fueran depredadores o parasitoides de otros artrópodos (Borror et al. 1989; Fernández and Sharkey 2006; Ferrero et al. 2011). Todos los EN se clasificaron en distintos grupos funcionales dependiendo, en primer lugar, de sus hábitos alimentarios (Parasitoides/Depredadores). En segundo lugar, se desagregó al grupo de Depredadores debido a su alta diversidad en términos de capacidad de dispersión. Para ello consideramos que aquellas morfoespecies con alas bien desarrolladas tienen una capacidad alta de dispersión (e.g., avispas, moscas), mientras que las morfoespecies sin alas o con alas atrofiadas tienen una baja capacidad de dispersión (e.g., arañas, tijeretas). En un punto intermedio se encuentran aquellas morfoespecies con un par de alas membranosas y un par de élitros, lo cual las ubica en un nivel intermedio de capacidad de dispersión (e.g., coleópteros, hemípteros). Por lo tanto, obtuvimos 4 grupos funcionales de EN: Caminadores, Voladores, Mixtos y Parasitoides. Tanto para

VF como para EN calculamos las abundancias totales por chacra, abundancias individuales de cada grupo funcional y la biodiversidad a través del cálculo del índice de Simpson (index="Simpson", paquete Vegan) (Oksanen et al. 2022).

Si bien la planta de frambuesa es autógama, su cultivo requiere la presencia de polinizadores animales, ya que solo en estas condiciones se alcanzan frutas suficientemente cuajadas y con calidad de comercialización (Morales 2009). Por lo tanto, identificamos indicadores productivos en los cultivos de frambuesa en paralelo a los muestreos de EN y VF. En primer lugar, registramos el número total de flores de 6 varas de frambuesa de cada cuadro de cultivo, en la época de plena floración. Luego de 35 días registramos el número de frutas bien cuajadas. De esta forma obtuvimos la variable proporción de fructificación (en adelante, Fruitset), como el porcentaje de flores que resultaron en frutas bien cuajadas. En segundo lugar, cosechamos 50 frutas que se encontraban en el punto óptimo de maduración en diferentes puntos del cuadro de cultivo en cada chacra, a fin de asegurar la independencia de los datos. Una vez en laboratorio, registramos el peso (g), tamaño (mm), número total de drupas (Drupas) y concentración de sólidos solubles (°Brix), de cada fruta. Finalmente, el promedio de las mediciones de las 50 frutas fue utilizado para construir las variables Peso, Tamaño, Drupas y Brix de cada chacra. Repetimos cada muestreo (VF, EN e indicadores productivos) en la primavera (noviembre) del 2021 y en el verano (febrero) del 2022.

Análisis estadístico

A través de un diseño unifactorial, evaluamos la relación entre la cercanía al incendio y tres variables respuesta relacionadas a la estructura de la comunidad de VF y de EN: abundancia total, biodiversidad y abundancia individual de cada grupo funcional. A su vez, analizamos las tres variables respuesta por separado para VF y EN en dos momentos (estaciones) del ciclo productivo: primavera y verano (ver Sáez et al. 2023). Por lo tanto, ajustamos un total de 12 modelos lineales generalizados con función de enlace logarítmica a fin de atender los supuestos de heterocedasticidad y variables respuesta no normales. En primer lugar, el efecto del incendio (factor con dos niveles: lejos y cerca) sobre la abundancia total de VF y EN (número total de VF o EN

promediado por el número de transectas/trampas por chacra) fue estimado usando una distribución Poisson. En segundo lugar, el efecto del incendio sobre la biodiversidad de VF y EN fue estimado aplicando un modelo con distribución Gamma debido a la naturaleza continua y positiva de la variable respuesta. Por último, para evaluar si el efecto del incendio sobre la abundancia de visitas en primavera y en verano dependía del grupo funcional —sea de VF o de EN—, ajustamos cuatro modelos de interacción de dos variables categóricas cada uno: incendio (cerca y lejos) y grupo funcional (*A. mellifera*, Abejas nativas, *B. terrestris*, Coleóptera, Formicidae y Otros.VF en el modelo de VF; Caminadores, Voladores, Mixtos y Parasitoides en el modelo de EN), siendo las variables respuesta las abundancias promedio por chacra de VF y de EN en primavera y en verano. Este último grupo de modelos (VF primavera, VF verano, EN primavera y EN verano) fue ajustado con distribución Poisson.

A fin de descartar sesgos en el análisis, comparamos la heterogeneidad del paisaje circundante en las chacras cercanas y las chacras alejadas al incendio. Para ello realizamos un análisis de la varianza en las covariables riqueza agrícola, bosque nativo, cultivo y semi-natural. La primera hace referencia al número de coberturas vegetales (e.g., cultivo de frambuesa, cultivo hortícola, bordura con vegetación espontánea, etc.) en un radio de 160 m a partir del punto de muestreo. Las restantes tres variables refieren al remanente de dicha cobertura de suelo luego del incendio, medida como la proporción dentro de un área de 1000 m alrededor del punto de muestreo. De esta forma se descartó que el efecto del incendio sea un efecto confundido con diferencias significativas entre la cobertura vegetal circundante a las chacras cercanas y alejadas. Realizamos todos los análisis en R (RStudio Team 2022) y los modelos fueron ajustados con el paquete base del programa.

Para evaluar el efecto del incendio sobre los indicadores de productividad, ajustamos modelos lineales con diferentes distribuciones según la naturaleza de la variable respuesta. Por un lado, para evaluar el efecto sobre las variables respuesta Fruitset y Drupas, ajustamos dos modelos lineales generalizados; uno, con distribución Poisson, y otro, con distribución Gamma, ambos con función de enlace logarítmica. Por otro lado, para estimar el efecto del incendio sobre Peso, Tamaño y Brix, ajustamos modelos lineales simples con

distribución Gaussiana. Tanto en este conjunto de modelos como en los mencionados en el apartado anterior evaluamos la autocorrelación espacial mediante la visualización del variograma (Zuur 2009) y la prueba de Moran (Bivand et al. 2013), los cuales no mostraron patrones ni evidencias suficientes para asumir dependencia espacial de los datos.

RESULTADOS

Relación entre el incendio y la abundancia y diversidad de artrópodos benéficos

Observamos un total de 2026 visitas florales; de estas, 1353 correspondieron a la estación de primavera y 673 a la estación de verano. El total de individuos de EN capturados fue 966. Contrariamente a lo sucedido con los VF, los EN fueron menos abundantes en primavera (377 individuos) que en verano (589 individuos). En los modelos generalizados, la cercanía al incendio tuvo un fuerte efecto positivo sobre la abundancia total de los VF de primavera ($\beta=0.46$, $SE=0.11$, $Z=4.01$, $P<0.001$), siendo 58.03% mayor en las chacras cercanas respecto de las chacras alejadas (Figura 3). Sin embargo, la biodiversidad de los VF tuvo una respuesta contraria, aunque

débilmente significativa ($\beta=-0.28$, $SE=0.13$, $t=-2.06$, $P=0.06$), sufriendo una reducción del 24.24% en las chacras cercanas al incendio con respecto a aquellas alejadas. Estas diferencias no persistieron en la estación de verano, en la cual no encontramos un efecto del incendio sobre la abundancia total y la biodiversidad de VF ($\beta=-0.20$ y 0.16 ; $SE=0.38$ y 0.17 ; $Z=-0.52$ y $t=-0.93$; $P=0.61$ y 0.37 , respectivamente) (Figura 3).

La abundancia total de EN no fue afectada por el incendio; el valor promedio en las chacras cercanas al área incendiada fue similar al de aquellas alejadas. Este resultado fue análogo tanto para primavera ($\beta=-0.19$, $SE=0.33$, $Z=-0.57$, $P=0.58$) como para verano ($\beta=-0.07$, $SE=0.27$, $Z=-0.26$, $P=0.79$). Por otra parte, la biodiversidad de EN fue 10.13% mayor en chacras cercanas al incendio en primavera; sin embargo, esta diferencia fue marginalmente significativa ($\beta=0.11$, $SE=0.05$, $t=2.02$, $P=0.07$). La biodiversidad de EN en verano en chacras alejadas fue similar a la registrada en las chacras cercanas al incendio ($\beta=-0.00$, $SE=0.07$, $t=-0.003$, $P=0.99$). Por su parte, el análisis de la heterogeneidad del paisaje no resultó significativo para ninguna de las variables consideradas. Esto sugiere que

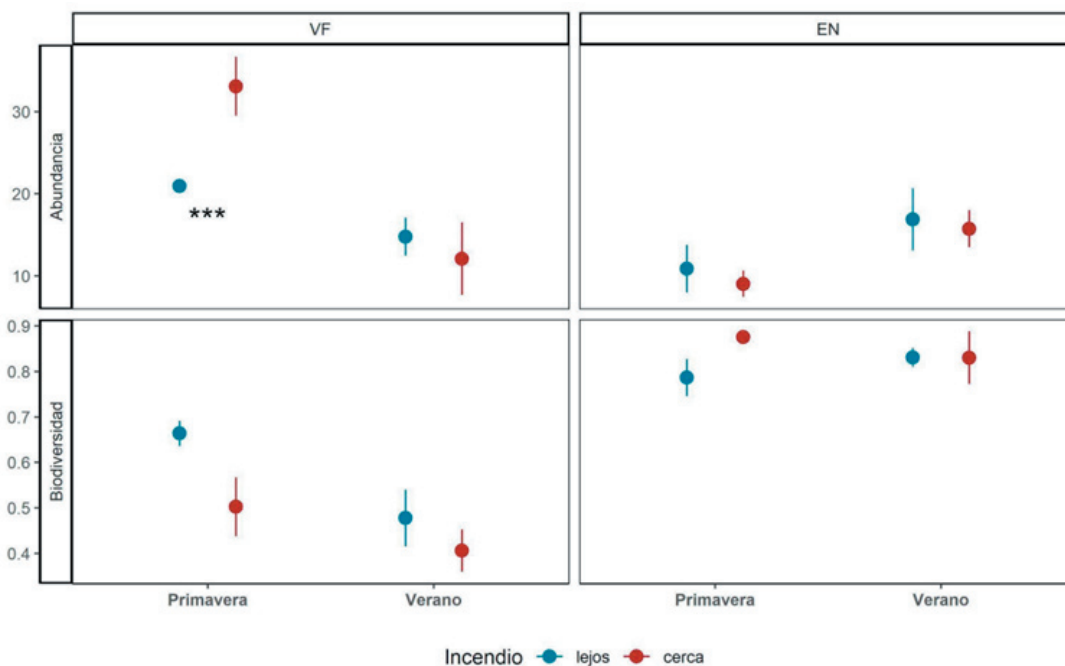


Figura 3. Abundancia y biodiversidad de visitantes florales (VF) y de enemigos naturales (EN) en chacras alejadas del incendio (azul) y en chacras cercanas al incendio (rojo) ocurrido 8 meses antes (primavera) y 10 meses antes (verano). Los puntos indican la media y las barras representan los errores estándar. Código de significancia: *** $P<0.001$; ** $P<0.01$; * $P<0.05$.

Figure 3. Abundance and biodiversity of floral visitors (VF) and natural enemies (EN) in farms far from the wildfire (blue) and farms near the wildfire (red), which occurred 8 months (spring) and 10 months (summer) prior to sampling. Dots indicate mean values and bars represent standard errors. Significance code: *** $P<0.001$; ** $P<0.01$; * $P<0.05$.

los resultados presentados aquí no presentan sesgos asociados a otras variables de predio ni de paisaje (Tabla 1).

Impacto del incendio sobre distintos grupos funcionales

Encontramos fuerte evidencia del impacto del incendio sobre la composición de la comunidad de VF en primavera ($D=47.98$, $df=5$, $P=0.001$). Tanto las Abejas nativas como los Coleópteros fueron más abundantes en las chacras cercanas al incendio que en las más alejadas (Figura 4), mientras que el resto de los grupos de VF no presentaron diferencias. En chacras cercanas al incendio en la primavera,

las Abejas nativas visitaron en promedio $10.28(\pm 0.4)$ flores más que en chacras alejadas. Por su parte, los Coleópteros incrementaron sus visitas en $5.67(\pm 1.1)$ flores en la misma estación. Por último, no encontramos evidencia suficiente para afirmar que el incendio afectó la composición de la comunidad de VF en verano ($D=5.19$, $df=5$, $P=0.39$) ni la abundancia de ningún grupo funcional de EN ni en primavera ($D=3.62$, $df=3$, $P=0.3$) ni en verano ($D=4.72$, $df=3$, $P=0.2$) (Figura 4).

Implicancias productivas del incendio

Los modelos de estimación del efecto de la cercanía al incendio sobre las variables

Tabla 1. Valores promedio (Media) y desvío estándar (Ds) de las covariables de predio y de paisaje en chacras cercanas al incendio y chacras alejadas. Unidades: Riqueza agrícola (número de especies cultivadas), Bosque nativo, Cultivos y Semi-natural (% en un radio de 1000 m).

Table 1. Mean values (Media) and standard deviation (Ds) of field- and landscape-level covariates in farms near and far from the wildfire. Units: Agricultural richness (number of cultivated species); Native forest, Crops and Semi-natural (% within a 1000 m radius).

	Media	Cerca	Ds	Media	Lejos	Ds
Riqueza agrícola	6.833		1.169	8.167		1.329
Bosque nativo	0.394		0.255	0.124		0.160
Cultivos	0.075		0.087	0.025		0.014
Semi-natural	0.217		0.166	0.109		0.096

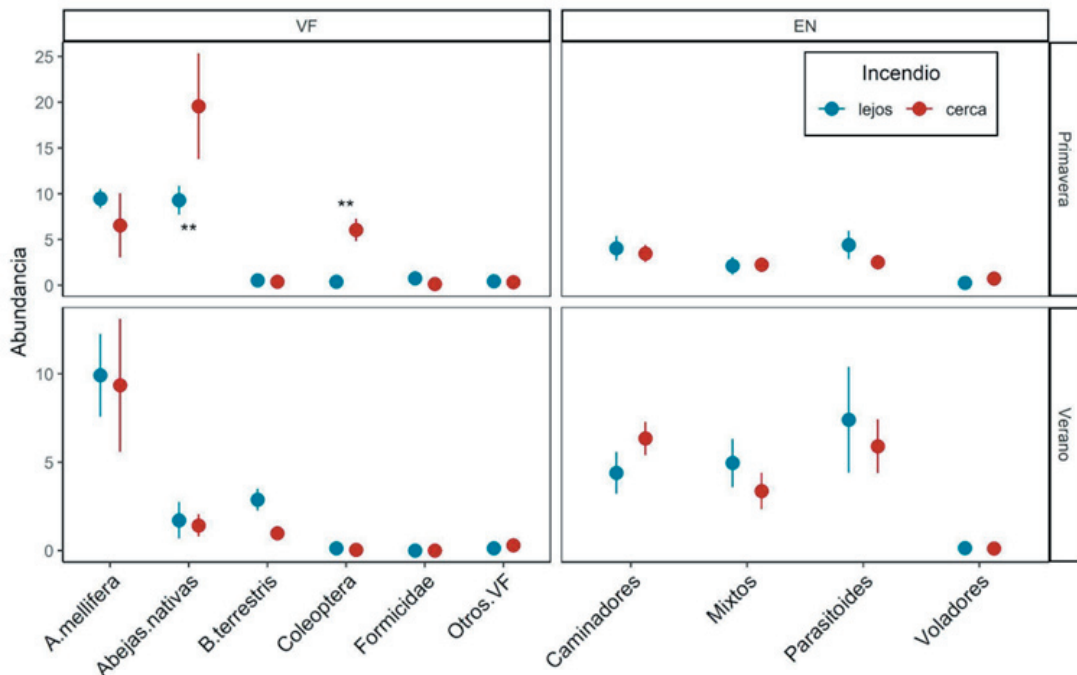


Figura 4. Abundancia de visitas de cada grupo funcional de visitantes florales (VF) y de enemigos naturales (EN) en chacras cercanas al incendio (azul) y chacras alejadas al incendio (rojo). Los paneles horizontales diferencian las distintas estaciones de muestreo. Los puntos indican la media y las barras representan los errores estándar. Código de significancia: *** $P<0.001$; ** $P<0.01$; * $P<0.05$.

Figure 4. Abundance of visits by each functional group of floral visitors (VF) and natural enemies (EN) in farms near (red) and far from (blue) the wildfire. Horizontal panels indicate the different sampling seasons. Dots represent means and bars indicate standard errors. Significance code: *** $P<0.001$; ** $P<0.01$; * $P<0.05$.

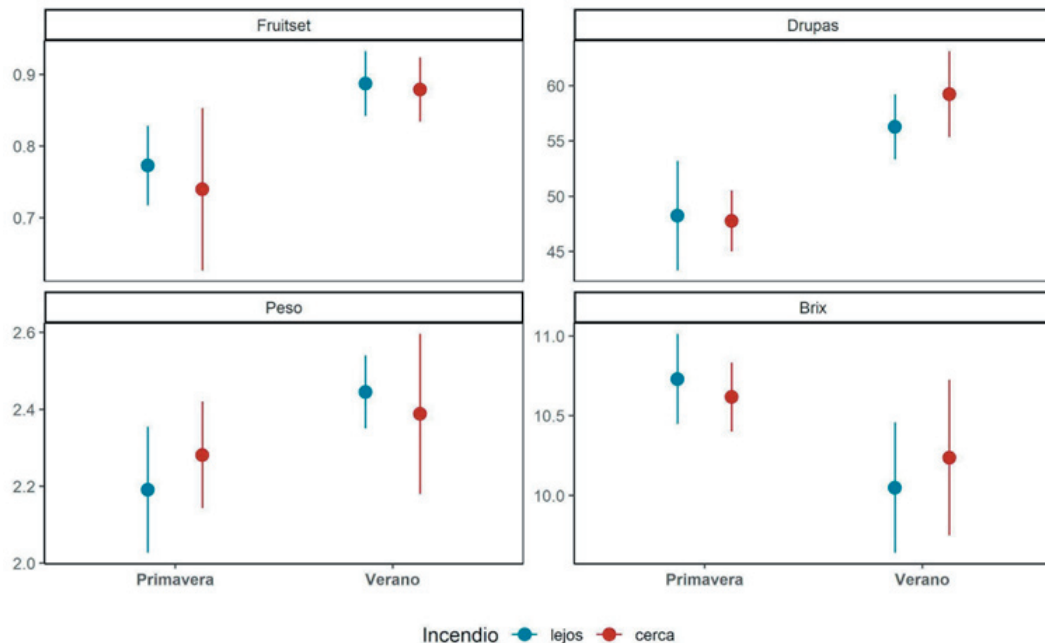


Figura 5. Variables productivas en chacras cercanas al incendio (azul) y chacras alejadas al incendio (rojo). Los puntos indican la media y las barras representan los errores estándar. Fruitset=% promedio de flores fructificadas en 10 varas. Drupas=número de drupas promedio/50 frutas. Peso=gramos promedio/50 frutas. Brix=concentración promedio de sólidos solubles (°Brix)/50 frutas. Todas las comparaciones resultaron no significativas ($\alpha>0.05$).

Figure 5. Productive variables in farms near (red) and far from (blue) the wildfire. Dots represent means and bars indicate standard errors. Fruitset=average % of fruiting flowers across 10 canes. Drupes=average number of drupes per 50 fruits. Weight=average grams per 50 fruits. Brix=average soluble solids concentration (°Brix) per 50 fruits. All comparisons were non-significant ($\alpha>0.05$).

productivas Fruitset, Drupas, Peso y °Brix dieron como resultado diferencias no significativas entre chacras cercanas a los incendios y chacras alejadas (Figura 5).

DISCUSIÓN

Numerosos estudios abordaron la influencia de los IIFF sobre las comunidades de artrópodos, resaltando los cambios que provocan en la estructura y la composición de los ecosistemas naturales. Sin embargo, hasta el momento no se han investigado las implicancias de estos efectos en los agroecosistemas aledaños. Este interrogante cobra una relevancia particular en un contexto de aumento de la interfase rural-urbana y la frecuencia de IIFF. El presente trabajo aborda este vacío de información y ofrece un enfoque novedoso al evaluar cómo se relaciona la comunidad de artrópodos y el rendimiento productivo en cultivos de frambuesa aledaños a áreas naturales afectadas por un incendio reciente.

Comunidades de VF y EN cercanas al incendio

A pesar de la alta severidad del incendio estudiado, observamos que las chacras cercanas

presentaron una mayor abundancia de VF. Este resultado es contrario a lo postulado en nuestra primera hipótesis, que planteaba una relación negativa entre el incendio de alta severidad y las comunidades de VF y EN en cultivos cercanos al mismo. Una posible explicación puede ser la rápida recuperación de los ambientes incendiados. Carbone y colaboradores (2024) documentaron que las especies herbáceas y especies rebrotantes se recuperan rápidamente en el corto plazo después de IIFF, lo que promueve la rápida recolonización de las comunidades de VF, principalmente abejas. Según estos autores, el número de visitas florales dentro del área quemada y tras 0 a 3 años del incendio supera el número de visitas en condiciones no incendiadas. Bajo este argumento, podríamos esperar que las chacras cercanas a los incendios se beneficien de mayor dispersión de los VF que las chacras alejadas.

Sin embargo, la hipótesis de rápida recuperación del ecosistema incendiado derivada de los resultados de Carbone y colaboradores (2024) no coincide con los resultados reportados por Rago y colaboradores (2024) para el mismo incendio evaluado en este trabajo. Si bien estos autores

encontraron indicios de recuperación de la cobertura vegetal del estrato inferior del bosque tras 9 meses del incendio, la cobertura y la riqueza vegetal era considerablemente más baja que en los parches no incendiados. Incluso, las áreas incendiadas presentaron hasta un 80% de suelo desnudo, frente al 5% de las áreas no incendiadas. Las abejas nativas del Bosque Andino Patagónico suelen realizar sus nidos en cavidades en el suelo (Claps et al. 2008), por lo cual este recurso es esencial para su reproducción. Sin embargo, el suelo dentro del área incendiada evaluada en dicho trabajo presentó menor materia orgánica y profundidad del horizonte orgánico que el suelo en áreas no incendiadas, incluso 3 años después de ocurrido (Rago, datos no publicados); esto podría representar una baja posibilidad de sitios de nidificación para las abejas. Si bien no se dispone de datos previos al incendio que permitan caracterizar con certeza las comunidades de insectos en chacras cercanas y lejanas, el análisis de la heterogeneidad del paisaje no mostró efectos significativos sobre ninguna de las variables estudiadas, lo cual sugiere que los patrones observados no estarían sesgados por diferencias preexistentes en el contexto de predio o paisaje. Por lo tanto, la mayor abundancia de VF encontrada en chacras cercanas al incendio respecto de las alejadas difícilmente se explicaría por la dispersión de estos organismos desde las áreas incendiadas, sino que posiblemente se trate de otro mecanismo.

Numerosos estudios documentaron que los agroecosistemas se benefician de las AN cercanas gracias a los flujos ecosistémicos (e.g., polinizadores y controladores biológicos de plagas desde las AN hacia los agroecosistemas) (Carvalho et al. 2010). Sin embargo, nuestros resultados sugieren que los cultivos también cumplen un rol clave en el flujo de VF. En chacras cercanas a AN, los VF tienen mayor oportunidad de forrajear fuera de los cultivos, moviéndose desde estos hacia AN cercanas, aprovechando los recursos de ambos ecosistemas. A pesar de que ambos conjuntos de chacras (cercanas y alejadas al incendio) están rodeadas de una proporción similar de bosque nativo y de áreas semi-naturales remanentes, las chacras alejadas al incendio presentaron una menor abundancia de VF. Esto puede deberse a un efecto de dilución o de derrame (spillover) (Tschardt et al. 2012), en el cual los VF se mueven desde los cultivos hacia las AN no incendiadas buscando recursos mejores y más diversos (Holzschuh et

al. 2016). En cambio, en chacras más cercanas al incendio, los VF parecerían utilizar los cultivos como fuente de recursos, en especial cuando las AN adyacentes o a una corta distancia fueron severamente impactadas, evidenciando un efecto de concentración (Tschardt et al. 2012). Según la hipótesis de concentración y dilución moderada por el paisaje de Tschardt y colaboradores (2012), los cambios temporales en el paisaje pueden generar un aumento poblacional de las especies móviles en áreas no afectadas. En consecuencia, los organismos se trasladan hacia los cultivos en búsqueda de una mayor disponibilidad de recursos (Holzschuh et al. 2016). La región donde se llevó a cabo este trabajo se caracteriza por albergar agroecosistemas que se basan, en gran medida, en sistemas de policultivos irrigados (Szudruk Pascual et al. 2023), con bajo uso de fitosanitarios y modelos de producción orgánica, de base agroecológica o en transición. La diversidad de cultivos en las chacras —sobre todo, frutícolas y hortícolas— crea un mosaico de recursos florales y microhábitats para los VF (Lichtenberg et al. 2017), funcionando como refugios en medio de áreas afectadas por el fuego. Así, la biodiversidad agrícola dentro de las chacras podría haber favorecido la resiliencia de las comunidades de polinizadores. Estos resultados destacan la importancia de los agroecosistemas diversos como reservorios de biodiversidad, capaces de proporcionar hábitat y recursos en momentos en que los ecosistemas naturales no pueden hacerlo.

Por otro lado, encontramos que el efecto del incendio depende del grupo funcional de la comunidad de artrópodos, lo cual coincide con nuestra primera hipótesis. Las abejas nativas y los coleópteros fueron afectados de forma positiva por el incendio, mientras que el resto de los grupos funcionales no mostraron respuesta significativa. Sin embargo, encontramos una clara variación estacional en la respuesta de las comunidades de VF al incendio: en primavera, la abundancia de abejas nativas y coleópteros fue mayor en chacras cercanas a los incendios; en verano, este efecto fue nulo. Este patrón se podría explicar por el solapamiento de la floración temprana de los cultivos con la floración de la vegetación nativa en zonas templadas (Riggi et al. 2023). En particular, los cultivos en los Bosques Andinos Patagónicos reciben visitas de abejas nativas cuya máxima densidad poblacional ocurre en noviembre y diciembre, coincidiendo con la floración de la vegetación nativa y de los cultivos como

la frambuesa (Sáez et al. 2023). Nuestros resultados concuerdan con estos hallazgos, ya que la abundancia de abejas nativas y de coleópteros fue considerablemente mayor en primavera que en verano (Material Suplementario-Tabla S4). Esto podría estar vinculado a la disponibilidad simultánea de recursos florales tanto en las chacras como en la vegetación circundante, lo que beneficia a polinizadores generalistas como las abejas nativas. En contraste, en verano, cuando la floración nativa disminuye, el efecto positivo del incendio sobre las abejas y coleópteros parece disiparse, posiblemente debido a una menor disponibilidad de recursos florales y a cambios en las dinámicas ecológicas post-incendio.

Por lo tanto, estos resultados sugieren que la interacción entre la ocurrencia de incendios y las comunidades de VF es estacionalmente dependiente y podría estar influenciada por la sincronización de la floración de cultivos y la flora nativa. Esta dependencia temporal destaca la importancia tanto de la variabilidad estacional como de los diferentes grupos funcionales en el efecto de los incendios en agroecosistemas. Además, subraya el valor de los sistemas agrícolas diversificados que pueden mantener una oferta continua de recursos florales, mitigando los efectos negativos de las perturbaciones como los incendios en la dinámica de los polinizadores.

Por otro lado, el incendio no presentó un efecto significativo sobre la comunidad de EN. Este resultado está en línea con lo reportado por Szudruk Pascual y colaboradores (2023), quienes encontraron que los EN responden principalmente a factores de escala predial (e.g., el manejo de malezas o la disponibilidad de microhábitats). A diferencia de los VF, que se pueden beneficiar de los recursos a escala de paisaje, los EN parecen estar condicionados por las características específicas de cada chacra, tales como la cobertura vegetal remanente, la diversidad agrícola y el uso de insumos agrícolas (Larsen and Noack 2021). En este sentido, es probable que el manejo agrícola —como implementar prácticas de manejo integrado de plagas o diversificar e cultivos— juegue un papel más relevante en la dinámica de las poblaciones de EN que la severidad o proximidad de los incendios.

Los resultados aquí planteados destacan la complejidad de las respuestas de las comunidades biológicas a los incendios, evidenciando que el efecto depende del

grupo funcional. Esta divergencia refleja diferencias fundamentales en las necesidades ecológicas de estos grupos: los VF —más móviles y generalistas— pueden aprovechar los recursos florales emergentes en paisajes alterados, mientras que los EN —mayormente dependientes de factores prediales— responden, sobre todo, a las características del manejo y diseño de los agroecosistemas. Estas diferencias subrayan la necesidad de nuevos enfoques en la planificación y la gestión del fuego y la agricultura que consideren tanto la escala de paisaje como las intervenciones a nivel predial para asegurar la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos esenciales como la polinización y el control biológico de plagas. En este contexto, las chacras diversificadas pueden funcionar como refugios de biodiversidad y como amortiguadores del impacto de los incendios, garantizando la resiliencia de los agroecosistemas.

Implicancias productivas de la cercanía a incendios forestales

No encontramos evidencias suficientes que respalden la segunda hipótesis postulada en este trabajo, ya que no evidenciamos un efecto del incendio sobre las variables productivas del cultivo de frambuesa. Estos resultados sugieren que la calidad y la cantidad de frutas no se relacionó, en este caso, con el aumento de las visitas florales. Si bien la frambuesa es una especie autógama, existe un déficit polínico en ausencia de insectos polinizadores (Morales 2009). No obstante, se documentó que de 15 a 35 visitas por flor de *A. mellifera* o 10 a 20 de *B. terrestris* es suficiente para suplir este déficit (Sáez et al. 2018). Esto representa una abundancia relativamente baja de VF, considerando lo documentado anteriormente para este cultivo en la región de estudio (Sáez et al. 2014). Nuestros resultados respaldan dichos hallazgos, ya que a pesar de encontrar mayor abundancia de VF en las chacras cercanas al incendio, no se observó una ganancia en términos productivos dada la mayor abundancia de la comunidad de VF.

Por otro lado, se documentó que la respuesta del cultivo de frambuesa a la abundancia de visitas florales es de tipo umbral: por encima de un punto óptimo, la productividad decae rápidamente (Sáez et al. 2018). Por un lado, esto se debe al daño que causa *B. terrestris*, que se comporta como un robador de néctar, dañando los pimpollos antes de la antesis; por el otro, al daño sobre los pistilos debido a visitas muy frecuentes de *A. mellifera* (Sáez et al.

2014, 2017). Sin embargo, nuestros resultados no muestran una disminución en las variables de calidad de las frutas asociada a una mayor abundancia de VF. Es probable que esto se deba a que las abejas nativas y los coleópteros presentes en la región no exhiben el mismo comportamiento perjudicial que *B. terrestris* y *A. mellifera*. Por un lado, no existe evidencia de que las abejas nativas de los Bosques Andinos Patagónicos roben polen o néctar, y por el otro, la mayoría de estas especies son de pequeño porte (e.g., halíctidos, collétidos y cabrónidos), lo que reduce el potencial de daño a las flores. Además, los coleópteros, caracterizados por visitas más prolongadas pero menos frecuentes, contrastan con las visitas intensas y repetitivas de *A. mellifera*, lo que podría explicar la menor incidencia de daño en los cultivos. Por lo tanto, es probable que la mayor abundancia de VF no haya ejercido un efecto negativo sobre la calidad de las frambuesas debido a la ausencia de especies que causan daños significativos y la predominancia de especies nativas que interactúan de forma menos disruptiva con las flores.

Este estudio resalta la importancia de los agroecosistemas diversificados como zonas

amortiguadoras que pueden mitigar los efectos de los incendios de alta severidad en los paisajes de interfase con áreas boscosas. Frente a los escenarios de incendios que afectan severamente la vegetación nativa, los agroecosistemas y sus cultivos juegan un papel clave al ofrecer refugios temporales y recursos esenciales para diversas especies. La heterogeneidad agrícola, derivada de los policultivos y el manejo intensivo del suelo, favorece la conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados y fortalece la capacidad de los agroecosistemas para absorber y recuperarse de disturbios ambientales como los IIFF. La capacidad de estos cultivos para sostener comunidades biológicas clave, aun bajo condiciones de estrés ambiental, refuerza la idea de que los sistemas agrícolas diversificados contribuyen a la producción alimentaria y desempeñan un rol crucial en la preservación de servicios ecosistémicos esenciales como la polinización. Promover prácticas agrícolas sostenibles que integren estrategias de manejo del fuego es fundamental para asegurar la estabilidad de estos sistemas ante el creciente riesgo de incendios, y garantizar tanto la productividad como la salud ecológica a largo plazo.

REFERENCIAS

- Andrikopoulos, C. J., and J. H. Cane. 2018. Comparative pollination efficacies of five bee species on raspberry. *Journal of Economic Entomology* 111:2513-2519. <https://doi.org/10.1093/jee/toy226>.
- Barberá, I., A. M. Cingolani, F. Tiribelli, M. A. Mermoz, J. M. Morales, and T. Kitzberger. 2025. Biotic and physical drivers of fire in northwestern Patagonia. *Fire Ecology* 21(1):1-21. <https://doi.org/10.1186/s42408-025-00353-8>.
- Bivand, R. S., E. Pebesma, and V. Gómez-Rubio. 2013. *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-7618-4>.
- Borror, D. J., C. A. Triplehorn, and N. F. Johnson. 1989. *An Introduction to the Study of Insects*. 6°. Saunders College Publishing, Orlando, USA.
- Bowman, D. M. J. S., J. K. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, J. M. Carlson, et al. 2009. Fire in the Earth System. *Science* 324: 481-484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>.
- Burkle, L. A., M. P. Simanonok, J. S. Durney, J. A. Myers, and R. T. Belote. 2019. Wildfires influence abundance, diversity, and intraspecific and interspecific trait variation of native bees and flowering plants across burned and unburned landscapes. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00252>.
- Carbone, L. M., J. Tavella, V. Marquez, L. Ashworth, J. G. Pausas, et al. 2024. Fire effects on pollination and plant reproduction: a quantitative review. *Annals of Botany* 1-14. <https://doi.org/10.1093/aob/mcae033>.
- Carbone, L. M., J. Tavella, J. G. Pausas, and R. Aguilar. 2019. A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecology and Biogeography* 28:1487-1498. <https://doi.org/10.1111/geb.12939>.
- Carvalho, L. G., C. L. Seymour, R. Veldtman, and S. W. Nicolson. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* 47:810-820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x>.
- Claps, L. E., G. Debandi, and S. Roig-Juñent. 2008. *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*. San Miguel de Tucumán.
- Curth, M. de T., C. Biscayart, L. Ghermandi, and G. Pfister. 2012. Wildland-Urban Interface Fires and Socioeconomic Conditions: A Case Study of a Northwestern Patagonia City. *Environmental Management* 49:876-891. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9825-6>.
- Fahrig, L., J. Baudry, L. Brotons, F. G. Burel, T. O. Crist, et al. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes: Heterogeneity and biodiversity. *Ecology Letters* 14:101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>.
- Fernández, F., and M. J. Sharkey (eds.). 2006. *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Sociedad

- Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia.
- Ferrero, A. A., P. M. Cariac, A. A. Cervellini, M. M. Gutierrez, and R. A. Laumann. 2011. Los Artrópodos. Una Guía para su estudio. 1°. EdiSur, Bahía Blanca, Argentina.
- García, Y., M. Clara Castellanos, and J. G. Pausas. 2018. Differential pollinator response underlies plant reproductive resilience after fires. *Annals of Botany* 122:961-971. <https://doi.org/10.1093/aob/mcy122>.
- Garibaldi, L. A., I. Steffan-Dewenter, R. Winfree, M. A. Aizen, R. Bommarco, et al. 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339:1608-1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>.
- Godoy, M. M., S. Martinuzzi, P. Masera, and G. E. Defossé. 2022. Forty years of wildland urban interface growth and its relation with wildfires in Central-Western Chubut, Argentina. *Frontiers in Forests and Global Change* 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.850543>.
- Holzschuh, A., M. Dainese, J. P. González-Varo, S. Mudri-Stojnić, V. Riedinger, et al. 2016. Mass-flowering crops dilute pollinator abundance in agricultural landscapes across Europe. *Ecology Letters* 19:1228-1236. <https://doi.org/10.1111/ele.12657>.
- Kitzberger, T., F. Tiribelli, I. Barberá, J. H. Gowda, J. M. Morales, et al. 2022. Projections of fire probability and ecosystem vulnerability under 21st century climate across a trans-Andean productivity gradient in Patagonia. *Science of The Total Environment* 839:156303. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156303>.
- Kuzmanich, N., M. A. Giorgis, L. Bernaschini, J. Tavella, and A. Salvo. 2023. Galling insect communities mediate the effects of fire on their associated parasitoid communities. *Insect Conservation and Diversity* 16:817-827. <https://doi.org/10.1111/icad.12674>.
- Kuzmanich, N., M. A. Giorgis, and A. Salvo. 2022. Fire affects galling insect communities through vegetation changes in a subtropical seasonally semi-arid forest. *Ecological Entomology* 47:296-304. <https://doi.org/10.1111/een.13113>.
- Larsen, A. E., and F. Noack. 2021. Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. *Nature Sustainability* 4:120-128. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00637-8>.
- Laterra, P., M. E. Orúe, and G. C. Booman. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 154:56-67. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.013>.
- Lewis, T. L., M. S. Lindberg, J. A. Schmutz, and M. R. Bertram. 2014. Multi-trophic resilience of boreal lake ecosystems to forest fires. *Ecology* 95:1253-1263. <https://doi.org/10.1890/13-1170.1>.
- Lichtenberg, E. M., C. M. Kennedy, C. Kremen, P. Batáry, F. Berendse, et al. 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology* 23:4946-4957. <https://doi.org/10.1111/gcb.13714>.
- Mastrangelo, M. E., F. Weyland, S. H. Villarino, M. P. Barral, L. Nahuelhual, et al. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology* 29:345-358. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9959-9>.
- Mohr-Bell, D., G. Díaz, R. Príncipe, C. Gonzalez, J. Bono, et al. 2019. Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativo de la República Argentina, Región Forestal Bosque Andino Patagónico. Pp. 87. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Esquel, Argentina.
- Morales, C. L. 2009. Pollination Requirements of Raspberry in SW Argentina. Preliminary Results. *The International Journal of Plant Reproductive Biology*.
- Moretti, M., M. K. Obrist, and P. Duelli. 2004. Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography* 27:173-186. <https://doi.org/10.1111%2Fj.0906-7590.2004.03660.x>.
- Murphy, S. M., M. C. Vidal, T. P. Smith, C. J. Hallagan, E. D. Broder, et al. 2018. Forest Fire Severity Affects Host Plant Quality and Insect Herbivore Damage. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00135>.
- Nicholson, C. C., and P. A. Egan. 2020. Natural hazard threats to pollinators and pollination. *Global Change Biology* 26:380-391. <https://doi.org/10.1111/gcb.14840>.
- Oksanen, J., G. Simpson, and F. Blanchet. 2022. *vegan: Community Ecology Package*. R.
- Page, M. L., C. C. Nicholson, R. M. Brennan, A. T. Britzman, J. Greer, et al. 2021. A meta-analysis of single visit pollination effectiveness comparing honeybees and other floral visitors. *American Journal of Botany* 108:2196-2207. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1764>.
- Osborne, J. L., A. P. Martin, N. L. Carreck, J. L. Swain, M. E. Knight, et al. 2008. Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology* 77(2):406-415. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01333.x>.
- Peralta, G., E. L. Stevani, N. P. Chacoff, J. Dorado, and D. P. Vázquez. 2017. Fire influences the structure of plant-bee networks. *Journal of Animal Ecology* 86:1372-1379. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12731>.
- Ponisio, L. C., K. Wilkin, L. K. M'Gonigle, K. Kulhanek, L. Cook, et al. 2016. Pyrodiversity begets plant-pollinator community diversity. *Global Change Biology* 22:1794-1808. <https://doi.org/10.1111/gcb.13236>.
- Pyke, G. H. 2017. Fire-Stimulated Flowering: A Review and Look to the Future. *Critical Reviews in Plant Sciences* 36: 179-189. <https://doi.org/10.1080/07352689.2017.1364209>.
- Radeloff, V. C., R. B. Hammer, S. I. Stewart, J. S. Fried, S. S. Holcomb, et al. 2005. The Wildland-Urban Interface In The United States. *Ecological Applications* 15:799-805. <https://doi.org/10.1890/04-1413>.
- Rader, R., I. Bartomeus, L. A. Garibaldi, M. P. D. Garratt, B. G. Howlett, et al. 2016. Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113:146-151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>.

- Rago, M. M., M. F. Urretavizcaya, P. Morelli, D. Mohr Bell, and M. Guzmán. 2024. Recuperación temprana de la vegetación tras un incendio de mediana a alta severidad en los bosques andino-patagónicos. *Austral Ecology* 49: e13379. <https://doi.org/10.1111/aec.13379>.
- Raggi, L. G. A., C. A. Raderschall, T. P. M. Fijen, J. Scheper, H. G. Smith, et al. 2023. Early-season mass-flowering crop cover dilutes wild bee abundance and species richness in temperate regions: A quantitative synthesis. *Journal of Applied Ecology* 61(3):452-464. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14566>.
- Roces-Díaz, J. V., C. Santín, J. Martínez-Vilalta, and S. H. Doerr. 2022. A global synthesis of fire effects on ecosystem services of forests and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 20:170-178. <https://doi.org/10.1002/fee.2349>.
- RStudio Team. 2022. Rstudio: Integrated Development Environment for R. R, Boston, MA.
- Sáez, A., L. A. Garibaldi, M. A. Aizen, C. L. Morales, A. Traveset, et al. 2023. Phenological overlap between crop and pollinators: Contrasting influence of native and non-native bees on raspberry fruits over the flowering season. *Journal of Applied Ecology* 60(12):2540-2549. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14519>.
- Sáez, A., C. L. Morales, L. A. Garibaldi, and M. A. Aizen. 2017. Invasive bumble bees reduce nectar availability for honey bees by robbing raspberry flower buds. *Basic and Applied Ecology* 19:26-35. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.01.001>.
- Sáez, A., C. L. Morales, L. Y. Ramos, and M. A. Aizen. 2014. Extremely frequent bee visits increase pollen deposition but reduce drupelet set in raspberry. *Journal of Applied Ecology* 51:1603-1612. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12325>.
- Sáez, A., J. M. Morales, C. L. Morales, L. D. Harder, and M. A. Aizen. 2018. The costs and benefits of pollinator dependence: empirically based simulations predict raspberry fruit quality. *Ecological Applications* 28:1215-1222. <https://doi.org/10.1002/eap.1720>.
- Steffan-Dewenter, I., and A. Kuhn. 2003. Honeybee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1515):569-575. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2292>.
- Stewart, S. I., V. C. Radeloff, R. B. Hammer, and T. J. Hawbaker. 2007. Defining the Wildland-Urban Interface. *Journal of Forestry* 105:201-207. <https://doi.org/10.1186/2048-7010-3-5>.
- Szudruk Pascual, M. N., V. Chillo, L. A. Garibaldi, and M. M. Amoroso. 2023. Functional Traits Mediate the Natural Enemy Response to Land Use at the Local Scale. *Sustainability* 15:7469. <https://doi.org/10.3390/su15097469>.
- Tavella, J., L. Carbone, A. Salvo, M. L. Bernaschini, and L. Cagnolo. 2024. Fire frequency shapes diversity in multi-guild communities through direct and indirect pathways. *Insect Conservation and Diversity* 18(2):236-245. <https://doi.org/10.1111/icad.12800>.
- Tiribelli, F., J. Paritsis, I. Barberá, and T. Kitzberger. 2024. Spatial and temporal opportunities for forest resilience promoted by burn severity attenuation across a productivity gradient in north western Patagonia. *International Journal of Wildland Fire* 33(2). <https://doi.org/10.1071/WF23098>.
- Torres Curth, M. I., L. Ghermandi, and G. Pfister. 2008. Los incendios en el noroeste de la Patagonia: su relación con las condiciones meteorológicas y la presión antrópica a lo largo de 20 años. *Ecología Austral* 18:153-167. URL: tinyurl.com/spc4j5kv.
- Tscharntke, T., J. M. Tylianakis, T. A. Rand, R. K. Didham, L. Fahrig, et al. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661-685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>.
- Vaissière, B. E., B. M. Freitas, and B. Gemmill-Herren. 2011. Protocol to detect and assess pollination deficits in crops: A handbook for its use. FAO.
- Veblen, T. T., T. Kitzberger, R. Villalba, and J. Donnegan. 1999. Fire History in Northern Patagonia: The Roles of Humans and Climatic Variation. *Ecological Monographs* 69:47. <https://doi.org/10.2307/2657194>.
- Vidal-Cordero, J. M., E. Angulo, F. P. Molina, R. Boulay, and X. Cerdá. 2023. Long-term recovery of Mediterranean ant and bee communities after fire in southern Spain. *Science of The Total Environment* 887:164132. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164132>.
- Zuur, A. F. (ed). 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-87458-6>.