

# Efecto de las áreas forestales sobre el control biológico de plagas: un análisis a través de los rasgos funcionales de los enemigos naturales

M. Noel Szudruk Pascual<sup>1</sup>, Verónica Chillo<sup>2</sup>,  
Lucas A. Garibaldi<sup>3</sup>, Mariano M. Amoroso<sup>4</sup>

**Palabras clave:** biodiversidad de artrópodos, heterogeneidad del paisaje, contribuciones de la naturaleza

## Introducción

Las áreas boscosas albergan una gran diversidad de artrópodos. La complejidad estructural y composicional de los bosques permite la disponibilidad de hábitat para numerosos organismos que allí encuentran sitios de nidificación y alimento para su crecimiento y desarrollo. Cuando están asociados a agroecosistemas, los bosques funcionan como sumidero de organismos benéficos (descomponedores, polinizadores y enemigos naturales de plagas) (Klein et al. 2007; Garibaldi et al. 2011). Es por ello que la reducción y simplificación del paisaje a través de la eliminación de los bosques presenta efectos adversos sobre las producciones agrícolas, reduciendo el flujo de organismos benéficos como enemigos naturales y aumentando la tasa de herbivoría sobre los cultivos (Bianchi et al. 2006; Chaplin-Kramer et al. 2011).

La heterogeneidad del paisaje está determinada por dos componentes: uno composicional (tipos de coberturas o usos de suelo presentes, en adelante parches) y otro configuracional (forma, tamaño y conectividad de esos parches) (Fahrig 2011). En períodos de intensificación agrícola, la transformación del paisaje de una matriz boscosa a una antropizada está marcada por una trayectoria desde paisajes homogéneos (bosque), heterogéneos en distintos grados (parches agrícolas en matriz boscosa y viceversa) y nuevamente homogéneo (un paisaje totalmente modificado y 100% agrícola). A escala de paisaje, la alteración “intermedia” de las áreas naturales, generan paisajes más complejos (mayor diversidad de parches y más conectividad entre ellos), lo cual podría beneficiar la bio-

diversidad a esta escala (Fahrig et al. 2003). Diversos estudios muestran que las contribuciones ecológicas a los sistemas agrícolas presentan diferentes respuestas a la heterogeneidad del paisaje (Martin et al. 2019; Teixeira Duarte et al. 2017).

En los últimos años, cobró importancia conocer los rasgos funcionales de las especies responsables de la provisión de contribuciones de la naturaleza para entender los mecanismos atrás de estas funciones. Al estudiar funciones ecológicas, es más informativo el estudio de los rasgos funcionales (diversidad funcional) que la identidad de las especies (diversidad taxonómica) (Díaz & Cabido 2001; Cadotte et al. 2011). Así mismo, este enfoque permite inferir sobre la complementariedad de la función estudiada (diferentes rasgos funcionales representados en la comunidad) y sobre la redundancia de la misma (mismo rasgo funcional representado por varios individuos) (Blüthgen & Klein 2011).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la heterogeneidad espacial dada por estructuras forestales y agrícolas sobre la diversidad funcional de enemigos naturales en producciones de frambuesa. Este trabajo busca explicar si los paisajes más complejos aseguran una mayor complementariedad de funciones ecológicas asociadas al control biológico de plagas o si acaso la configuración del paisaje aporta redundancia funcional.

## Materiales y métodos

Durante el mes de Enero del 2021 se colocaron 4 trampas de caída “pitfall” en 13 chacras con cultivos de frambuesa (*Rubus ideaus* L.) ubicadas en El Bolsón (Rio Negro), Lago Puelo y el Hoyo (Chubut), y se dejaron en campo durante 7 días. Al momento de la

<sup>1</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina. Contacto: mszudruk@unrn.edu.ar.

<sup>2</sup> Instituto de Investigaciones Forestales y Agropecuarias de Bariloche (IFAB), INTA-CONICET, Río Negro, Argentina.

<sup>3</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina.

<sup>4</sup> Universidad Nacional de Río Negro, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina; Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Instituto de Investigaciones en Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural, Río Negro, Argentina.

recolección se colocó el contenido en alcohol al 70% para su posterior clasificación. Una vez en laboratorio, se identificaron todos los individuos a nivel de Orden, seleccionando los potenciales enemigos naturales (depredadores y parasitoides) que luego fueron clasificados hasta Familia o Superfamilia diferenciando las distintas morfoespecies: individuos de la misma familia pero con características morfológicas diferentes (formas de alas, color, tamaño, etc.). A su vez, para cada individuo se registraron rasgos funcionales particulares consultados en bibliografía: hábito de vida (depredadores o parasitoides); dispersión (caminador, volador o ambas); amplitud de dieta (generalista o especialista); dieta en la historia de vida (igual cuando tiene la misma dieta en todos los estadios y diferente cuando cambia de dieta, por ejemplo Syrphidae que presenta larvas depredadoras y adultos nectívoros); y tamaño. Estos datos se utilizaron para calcular índices de diversidad taxonómica y funcional utilizando el paquete *vegan* 2.6-4 (Oksanen et al. 2022) y el paquete *FD* 1.0-12 (Laliberté et al. 2014) respectivamente. Todos los análisis se realizaron con el software de libre acceso R.

Para determinar las variables de paisaje, se realizó un mapa de coberturas y usos de suelo en un círculo de 2000m alrededor de los puntos de muestreo, con la utilización del programa QGIS. Para ello se trabajó con una clasificación de tipos forestales y cobertura del suelo en la región realizado por CIEFAP (2016) y con la herramienta de digitalización avanzada con imágenes satelitales de Google Satélite y Google Earth, en dos períodos del año 2021 (verano e invierno). Así se obtuvieron las variables proporción de cobertura con área forestal (AF) y densidad de bordes.

Los análisis estadísticos se hicieron a través de inferencia multimodelo para todas las combinaciones posibles de cada variable de diversidad de enemigos naturales con las variables predictoras a cada escala de análisis ( $\text{Respuesta}_1 \sim \text{pred}_1 + \text{pred}_2$ ) utilizando el

paquete *MuMIn* 1.47.1 en R (Barton 2022), seleccionando el modelo con mejor ajuste y parsimonia (Garibaldi et al 2017).

## Resultados

En total se colectaron 8287 individuos pertenecientes a 20 Órdenes de artrópodos distintos dentro de las clases Arácnida, Insecta, Crustácea y Chilopoda. De los mismos, 919 fueron clasificados como enemigos naturales por sus naturalezas depredadoras o parasitoides, entre de los cuales identificamos 65 morfoespecies. Se determinaron 4 grupos funcionales (GF) según similitud en las categorías de los 6 rasgos funcionales analizados.

En la Tabla 1 se presentan los estadísticos resumen de cada uno de los índices calculados. No se observan variaciones significativas de los índices de diversidad (taxonómica y funcional) como respuesta a distintas configuraciones del paisaje. Los índices relacionados con la complementariedad funcional (S, *sing.sp* y *nGF*) tampoco presentan respuesta a los cambios en el paisaje pero muestran una gran complementariedad de los rasgos funcionales (máximos valores). El 61% de las comunidades estuvieron compuestas por los 4 GF, el 31% por 3 y sólo una comunidad presentó un único GF. Mientras que la riqueza máxima en las comunidades fue de 29 morfoespecies, el 85% de las comunidades presentó más de 10 morfoespecies funcionalmente únicas.

En cuanto a la redundancia de funciones ecosistémicas relacionadas con el control biológico de plagas, dos de los grupos funcionales determinados presentan variaciones en sus abundancias totales ante cambios en la heterogeneidad del paisaje, pero con resultados opuestos (Fig. 1). La variable *abundancia* del GF3 presentó una relación negativa ante el aumento de la densidad de bordes ( $p = 0,03$ ). En cambio, la variable *abundancia* del GF4 presenta una relación positiva ante el aumento de la proporción de AF y el

Tabla 1: Medidas resumen de los índices de diversidad calculados. *H* = Índice de Shannon de diversidad taxonómica, *D* = Índice de Simpson de diversidad taxonómica, *S* = Riqueza taxonómica, *sing.sp* = número de morfoespecies funcionalmente únicas, *nGF* = Riqueza de grupos funcionales, *FDis* = Disimilitud funcional, *RaoQ* = Índice de Rao de diversidad funcional, *DS* = Desvío estándar.

	H	D	S	sing.sp	nGF	FDis	RaoQ
Media	2,6	0,89	18,85	15,15	3,46	0,36	0,15
DS	0,59	0,09	7,29	5,3	0,88	0,09	0,05
Min.	1,04	0,65	3	3	1	0,11	0,01
Max.	3,19	0,95	29	23	4	0,43	0,12

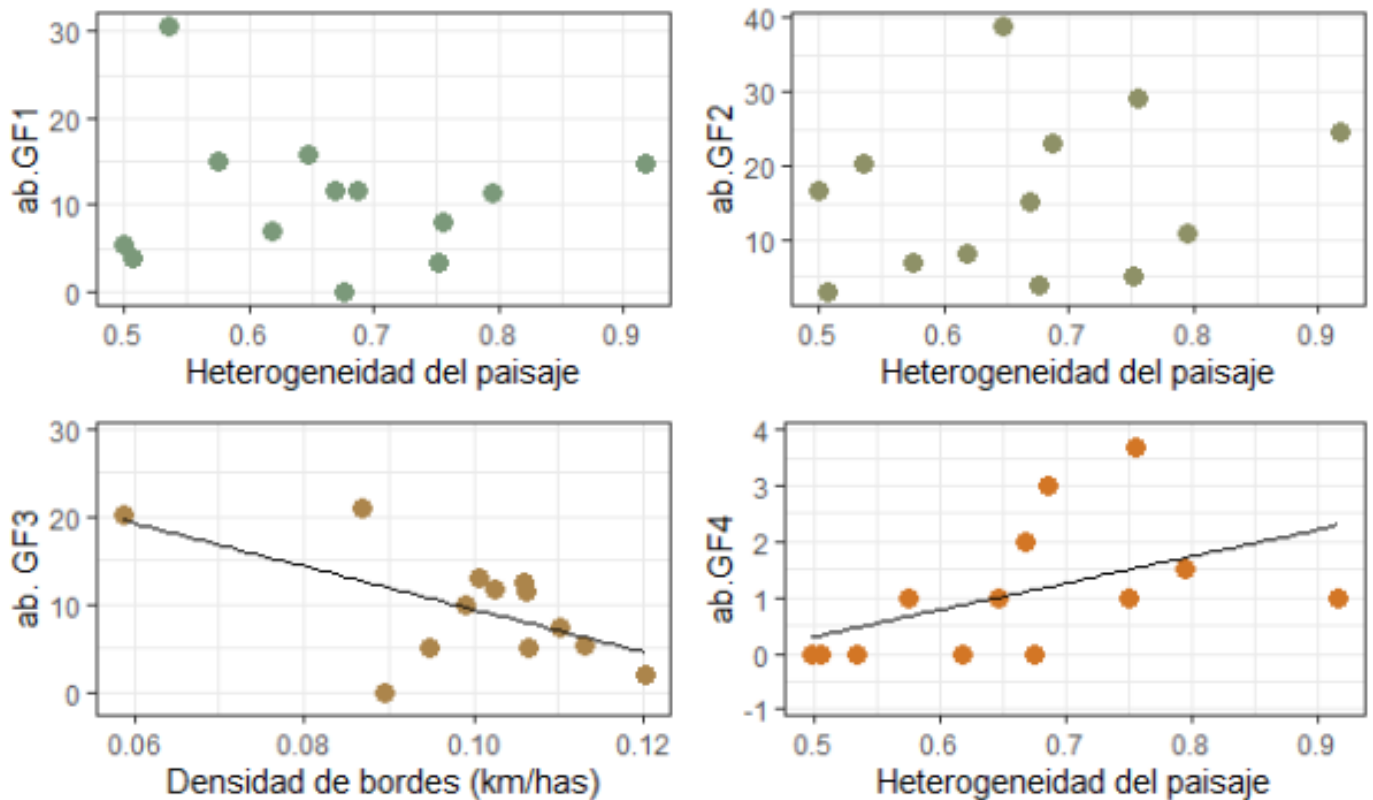


Fig. 1: Respuesta de las abundancias de cada grupo funcional a cambios en la heterogeneidad del paisaje

aumento de la densidad de bordes ( $p=0,04$ ). Los GF1 y 2 no se ven afectados por diferencias en la heterogeneidad espacial.

### Discusión

La configuración del paisaje en la región estudiada muestra una heterogeneidad espacial capaz de albergar una alta diversidad de enemigos naturales, que parece no ser afectada por los cambios en la proporción de áreas forestales ni en la conectividad de la misma. En todo el gradiente de heterogeneidad espacial se observa una considerable complementariedad de los rasgos funcionales asociados al control de plagas. Sin embargo, con estos resultados no podemos inferir acerca de la redundancia de la función ecológica estudiada ya que, las abundancias de los grupos funcionales responden de manera diferencial a variaciones en el paisaje.

En futuras investigaciones se propone profundizar sobre el efecto de distintas estructuras del paisaje a diferentes escalas para reducir la variabilidad de la diversidad funcional de enemigos naturales no explicada por las áreas forestales. También se propone incorporar variables de predio como cultivos asociados y prácticas de manejo.

### Agradecimientos

Agradecemos especialmente a los productores y productoras que nos permitieron trabajar en sus chacras. También a Martín, Nico, Paula, Rocío, Dani y Valen por la gran ayuda en los muestreos y a Eleonora por su impecable trabajo en el procesado de muestras.

### Bibliografía citada

- Bartoń K. 2022. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1
- Bianchi FJJA, Booij CJH, Tschamtk T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B* 273: 1715–1727
- Blüthgen N, Klein AM. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12: 282–291
- Cadotte MW, Carscadden K, Mirotnick N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology* 48(5): 1079-1087.
- Chaplin-Kramer R, O'Rourke ME, Blitzer EJ, Kremen C. 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters* 14: 922–932
- CIEFAP, MAyDS, 2016. Actualización de la Clasificación de

Tipos Forestales y Cobertura del Suelo de la Región Bosque Andino Patagónico. Informe Final. CIEFAP.

Díaz S, Cabido M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution* 16(11): 646-655

Duarte GT, Santos PM, Cornelissen TG, Ribeiro MC, Paglia AP. 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology* 33(8): 1247-1257.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 34: 487-515

Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM, Martin JL. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-112

Garibaldi LA, Aristimuño FJ, Oddi FJ, Tiribelli F. 2017. Inferencia multimodelo en ciencias sociales y ambientales. *Ecología austral* 27(3): 348-363

Garibaldi LA, Steffan-Dewenter I, Kremen C, Morales JM, Bommarco R, Cunningham SA, ... Klein AM. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters* 14: 1062-1072

Klein AM, Vaissière BE, Cane JH, Steffan-Dewenter I, Cunningham SA, Kremen C, Tscharntke T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B* 274: 303-313

Laliberté E, Legendre P, Shipley B, Laliberté ME. 2014. Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R-Package FD.

Martin EA, Dainese M, Clough Y, Baldi A, Bommarco R, Gagic V, ... Steffan-Dewenter, I. 2019. The interplay of landscape composition and configuration: new pathways to manage functional biodiversity and agroecosystem services across Europe. *Ecology Letters* 22: 1083-1094

Oksanen JARI, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlenn D, ... Wagner H. 2022. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7