

Comunidades de macroinvertebrados de charcas y abrevaderos asociados a la cañada real conquense

Amador, P.; Arnanz, C.; Alcorlo, P.; Hevia, V. y Azcárate, F. M.

Departamento de Ecología UAM-CIBC

Introducción y Objetivos

La **trashumancia** consiste en el traslado del ganado por sus pastores de los pastos de verano a los de invierno y viceversa, aprovechando las diferencias en la fenología y productividad asociadas al clima mediterráneo. Existen diferentes infraestructuras para garantizar el suministro de agua al ganado en las cañadas como **charcas y abrevaderos**, que además de la ofrecer **abastecimiento** de agua, son **reservorios de biodiversidad**. Los objetivos planteados son:

1. **Cuantificar la riqueza, diversidad taxonómica y funcional de invertebrados** asociados a los puntos de abastecimiento de agua en la Cañada Real Conquense (CRC) (Figura 1).
2. Determinar **si el factor tipo de punto (charca o abrevadero) afecta** estas medidas, a otros índices basados en las comunidades de macroinvertebrados y a la composición taxonómica y funcional de los puntos.

Materiales y Métodos

- En 2020 se visitaron **21 puntos de agua (15 abrevaderos y 6 charcas)** para caracterizar la físico-química del agua, morfología del punto de agua y recolectar muestras de macroinvertebrados y macrófitos.
- Para los invertebrados se cuantificaron los rasgos funcionales y se calcularon la **riqueza, diversidad taxonómica y funcional** utilizando el número de taxones por punto, la diversidad de Shannon y los índices FRic y FD (Petchey y Gaston, 2002; Villéger et al., 2008). También se cuantificó la **diversidad beta** (taxonómica y funcional) siguiendo el marco de partición desarrollado por Podani y Schmera (2011), Carvalho et al. (2012) y Cardoso et al. (2014).
- Se evaluaron las **diferencias entre la FQ y comunidades** de charcas y abrevaderos mediante **tests de permutaciones**.

Resultados y Discusión

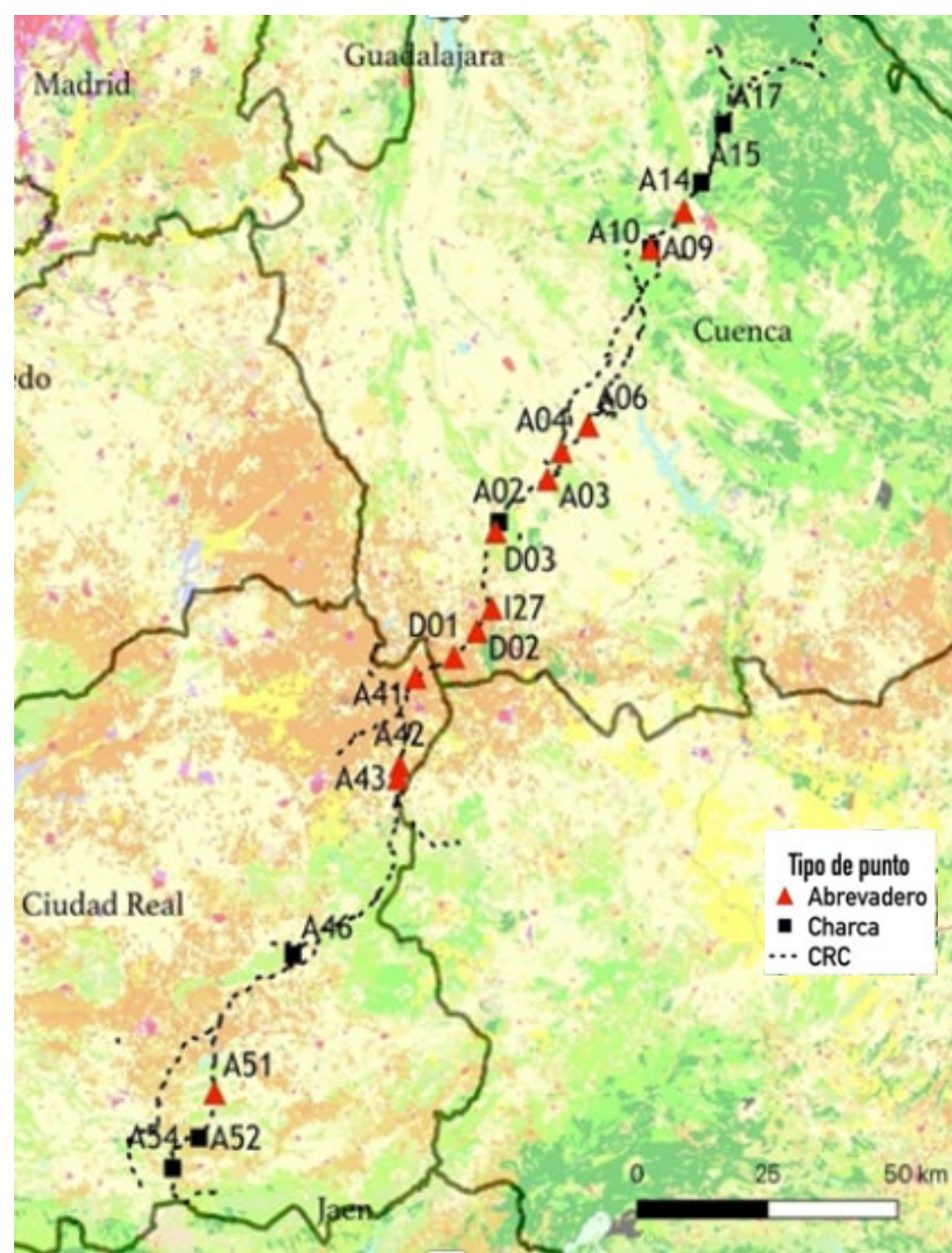


Figura 1. Puntos de agua visitados en la Cañada Real Conquense (CRC)

- En total se identificaron **2190 individuos** de macroinvertebrados, **346 encontrados en charcas y 1844 en abrevaderos**, pertenecientes a 68 taxones.
- Los resultados de los distintos análisis revelan que **charcas y abrevaderos son significativamente diferentes** en:

a. Diversidad y riqueza taxonómica y funcional:

las charcas son significativamente más **ricas y diversas**, tanto en **especies** como en **funciones** (Tabla 1). Múltiples explicaciones: **salinidad** (Boix et al., 2007; Waterkeyn et al., 2008), **temporalidad** (Schwartz y Jenkins, 2000), relación **especies/área** (Oertli et al., 2002), **heterogeneidad ambiental** (Strayer y Findlay, 2010).

b. Diversidad β:

la diversidad beta y beta funcional de las **charcas** (0,93 y 0,77) es **superior** a la de los **abrevaderos** (0,77 y 0,63). Sin embargo, los fenómenos de anidamiento funcionales son más importantes en abrevaderos (0,29 y 46,00 % de la variabilidad) que en las charcas (0,26 y 33,80 %). Los **abrevaderos** tienen por tanto una **mayor proporción de especies y funciones comunes**.

Tabla 1. Resultados de las métricas de Riqueza y Diversidad Funcional

| | Tipo | Riq. | H | FD | Fric |
|-----|------------|------|------|------|------|
| A17 | Charca | 12 | 2,38 | 2,71 | 10 |
| A14 | Abrevadero | 10 | 1,36 | 2,14 | 8 |
| A09 | Charca | 27 | 2,79 | 5,36 | 25 |
| A04 | Abrevadero | 7 | 1,58 | 2,14 | 7 |
| A02 | Charca | 9 | 1,50 | 2,52 | 9 |
| D03 | Abrevadero | 4 | 0,83 | 1,02 | 3 |
| I27 | Abrevadero | 6 | 0,97 | 1,63 | 5 |
| D02 | Abrevadero | 10 | 2,03 | 3,09 | 9 |
| D01 | Abrevadero | 5 | 0,30 | 1,63 | 5 |
| A42 | Abrevadero | 9 | 1,29 | 2,74 | 9 |
| A46 | Charca | 14 | 2,22 | 3,84 | 13 |

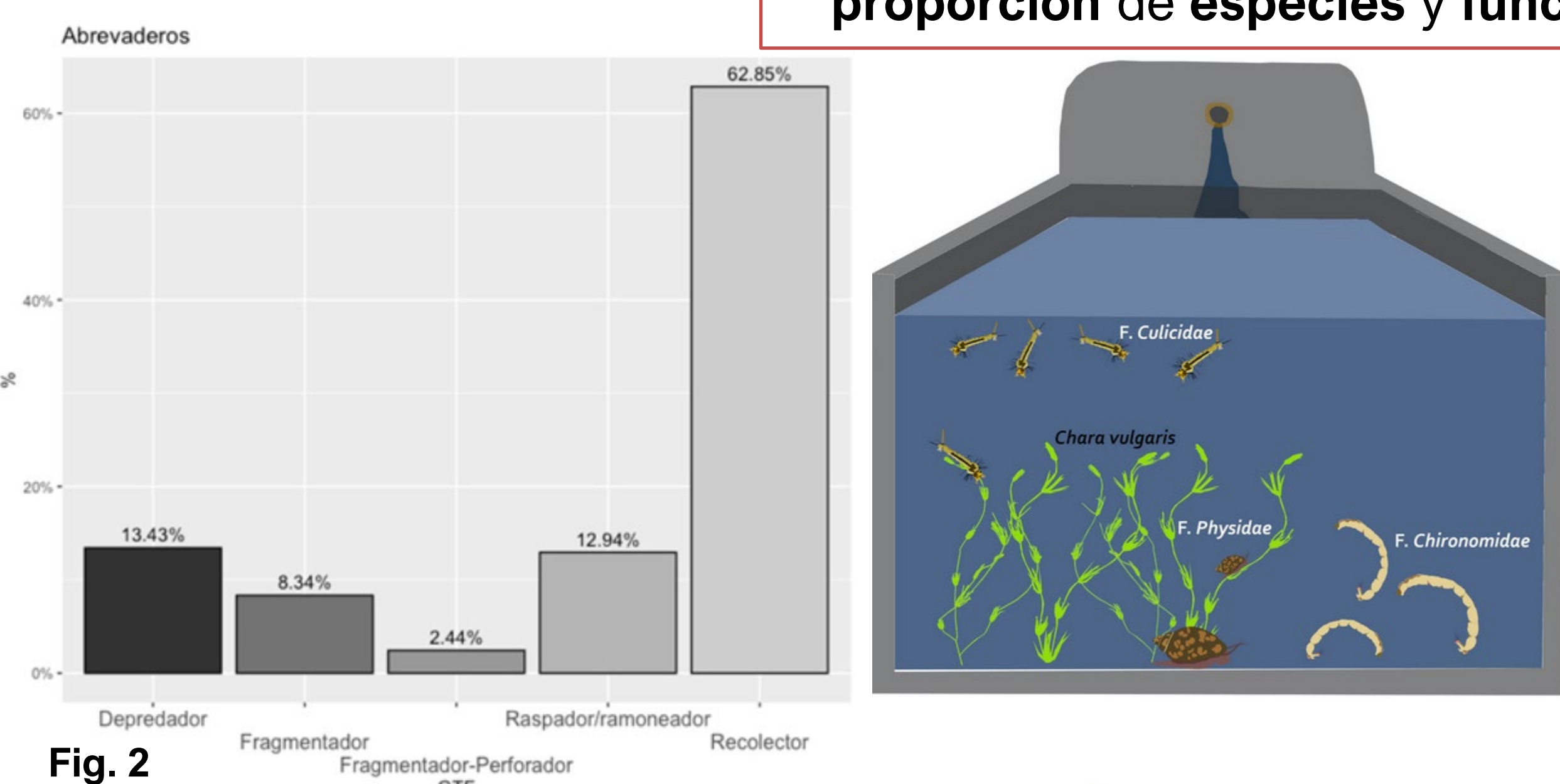
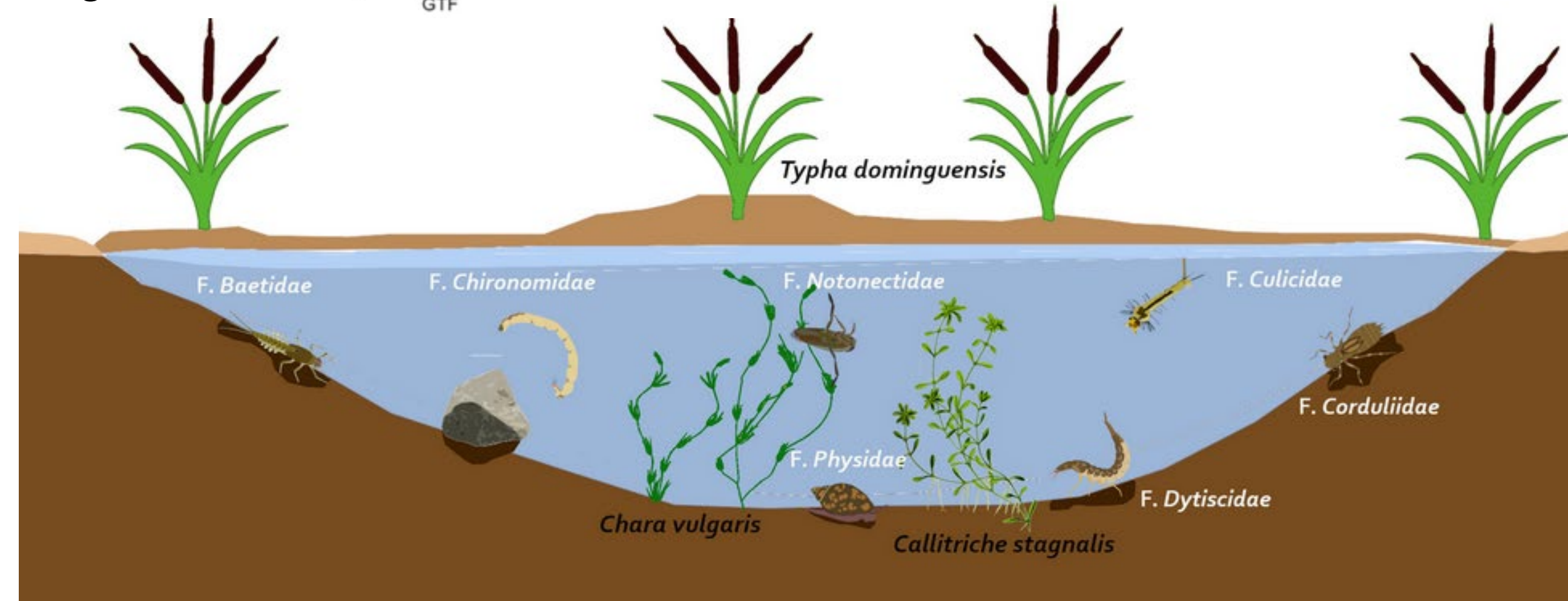


Fig. 2



c. Composición taxonómica:

Mientras que en las comunidades de los **abrevaderos** la mayor parte de las abundancias corresponden a **dípteros** de las familias Chironomidae, Culicidae y Ceratopogonidae, en las charcas la composición taxonómica es mucho **más variada**.

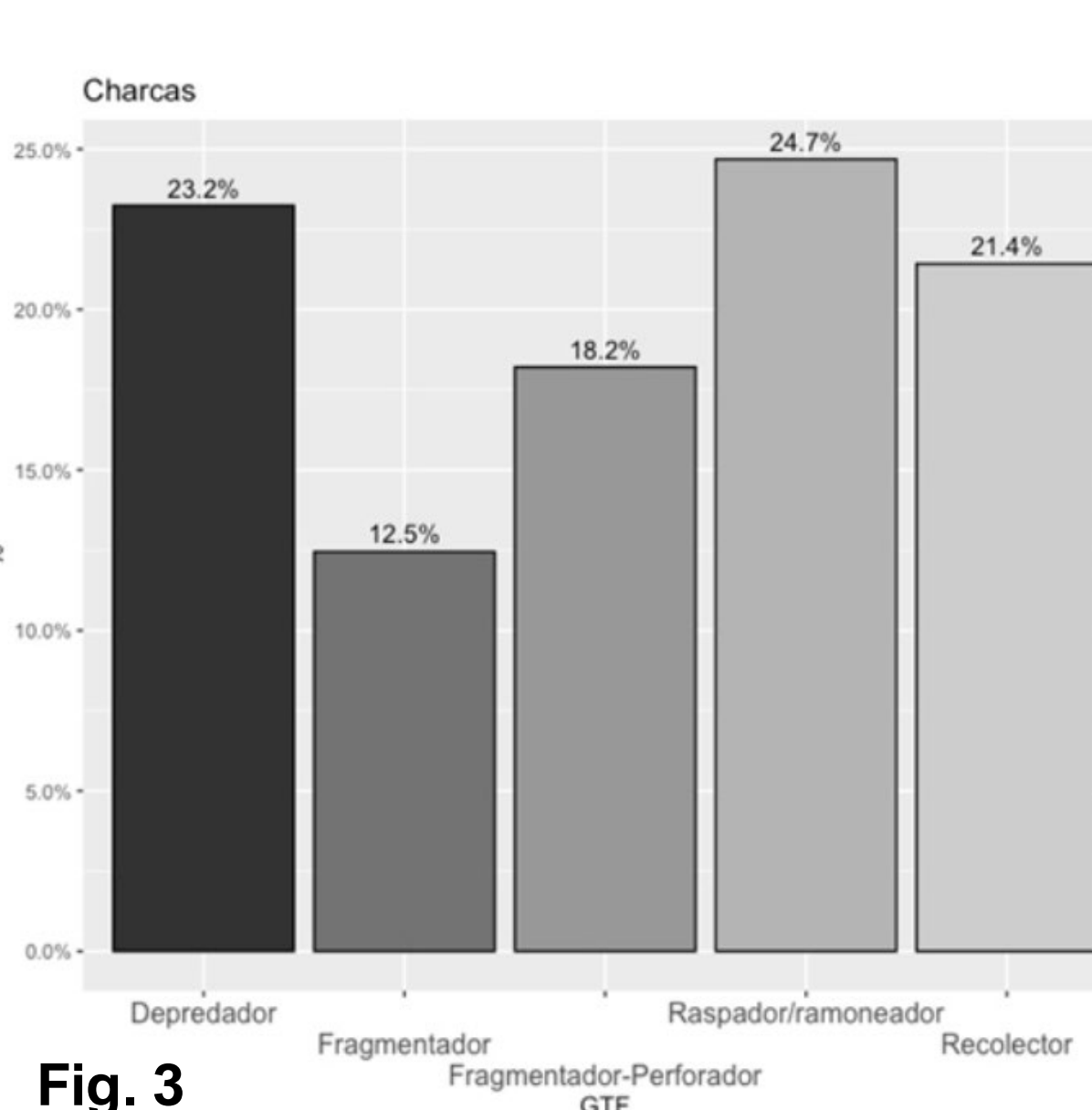


Fig. 3

d. Composición funcional:

Marcada dominancia de **recolectores** en **abrevaderos** (Figuras 2 y 3). La ausencia o la poca importancia relativa de otros grupos tróficos funcionales pone de manifiesto una **corta cadena de procesamiento de materia orgánica** en este tipo de masas de agua.

Agradecimientos

Trabajo realizado gracias al Proyecto "Conservation and restoration of drove roads to enhance biodiversity and connectivity of Natura 2000 sites in Spain" LIFE CAÑADAS (LIFE18 NAT/ES/000930) Entidad financiadora: LIFE UE

Bibliografía

- Boix, D., Gascón, S., Sala, J., Badosa, A., Brucet, S., López-Flores, R., ... & Quintana, X. D. (2007). Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. In Pond Conservation in Europe (pp. 53-69). Springer, Dordrecht.
- Carvalho, J. C., Cardoso, P., & Gomes, P. (2012). Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. Global Ecology and Biogeography, 21(7), 760-771.
- Cardoso, P., Rigal, F., Carvalho, J. C., Fortelius, M., Borges, P. A., Podani, J., & Schmera, D. (2014). Partitioning taxon, phylogenetic and functional beta diversity into replacement and richness difference components. Journal of Biogeography, 41(4), 749-761.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., & Lachavanne, J. B. (2002). Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. Biological conservation, 104(1), 59-70.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. Ecology letters, 5(3), 402-411.
- Schmer, D., & Podani, J. (2011). Comments on separating components of beta diversity. Community Ecology, 12(2), 153-160.
- Schwartz, S. S., & Jenkins, D. G. (2000). Temporary aquatic habitats: constraints and opportunities. Aquatic Ecology, 34(1), 3-8.
- Strayer, D. L., & Findlay, S. E. (2010). Ecology of freshwater shore zones. Aquatic Sciences, 72(2), 127-163.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Moullot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. Ecology, 89(8), 2290-2301.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B., & Brendonck, L. U. C. (2008). Invertebrate community patterns in Mediterranean temporary wetlands along hydroperiod and salinity gradients. Freshwater Biology, 53(9), 1808-1822.





Efecto de la disponibilidad de pastizal en el papel de las vías pecuarias como reservorios de diversidad de hormigas (Hymenoptera: Formicidae) en paisajes agrarios

Daza, R.R., Azcárate, F.M.¹, Hevia, V.²

¹ TEG, Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España

² Laboratorio de socio-ecosistemas, Departamento de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid, 28049 Madrid, España

Introducción y Objetivos

El papel de las vías pecuarias como reservorios de biodiversidad está ligado a la existencia de una banda ocupada por hábitats naturales, principalmente pastizales. El descenso del pastoreo, la usurpación del espacio público de las vías pecuarias por otros usos del suelo y la mala gestión interna está provocando la reducción del **ancho de la banda de pastizal**, lo que pone en riesgo la funcionalidad de estos corredores, especialmente en paisajes agrarios intensificados^{1,2,3}, como es el caso de la Comunidad de Madrid. El principal objetivo de este trabajo es evaluar el papel que desempeñan las vías pecuarias como **reservorio de diversidad** de hormigas en un contexto de pérdida de hábitat de pastizal por usurpación por cultivos adyacentes y ampliación del vial de tierra.

Materiales y métodos

Se seleccionaron 21 tramos de vías pecuarias localizadas en el sudoeste de la Comunidad de Madrid (Fig. 1). En cada punto de muestreo se calculó la anchura real observada de la banda de pastizal. En uno de los márgenes de pastizal se estableció un transecto lineal de 60 m paralelo a la pista de tierra central, en el que se colocaron 12 trampas *pitfall* para capturar una muestra representativa de la comunidad de hormigas. Las hormigas capturadas fueron identificadas a nivel de especie y clasificadas en grupos funcionales. Se evaluó el efecto de la anchura de la banda de pastizal sobre la riqueza de hormigas mediante un modelo lineal generalizado (GLM) con distribución de Poisson.

Resultados

Se capturaron un total de 15498 hormigas obreras y 10 alados, pertenecientes a 29 especies (Fig. 2). La riqueza total por vía pecuaria osciló entre 6 y 15 especies (Fig. 3).

Los resultados preliminares muestran un aumento significativo ($p < 0.05$) de la riqueza de hormigas con el incremento de la anchura de la banda de pastizal (Fig. 4). Los valores mínimos de riqueza se obtuvieron en vías pecuarias sin banda de pastizal, cuya comunidad estaba formada por **seis especies basales** (es decir, más comunes; en mayor tamaño en la Fig. 2). Además, se ha observado una predominancia de especies especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos (HCS/OH), seguido de especies generalistas u oportunistas (GO; Fig. 5).

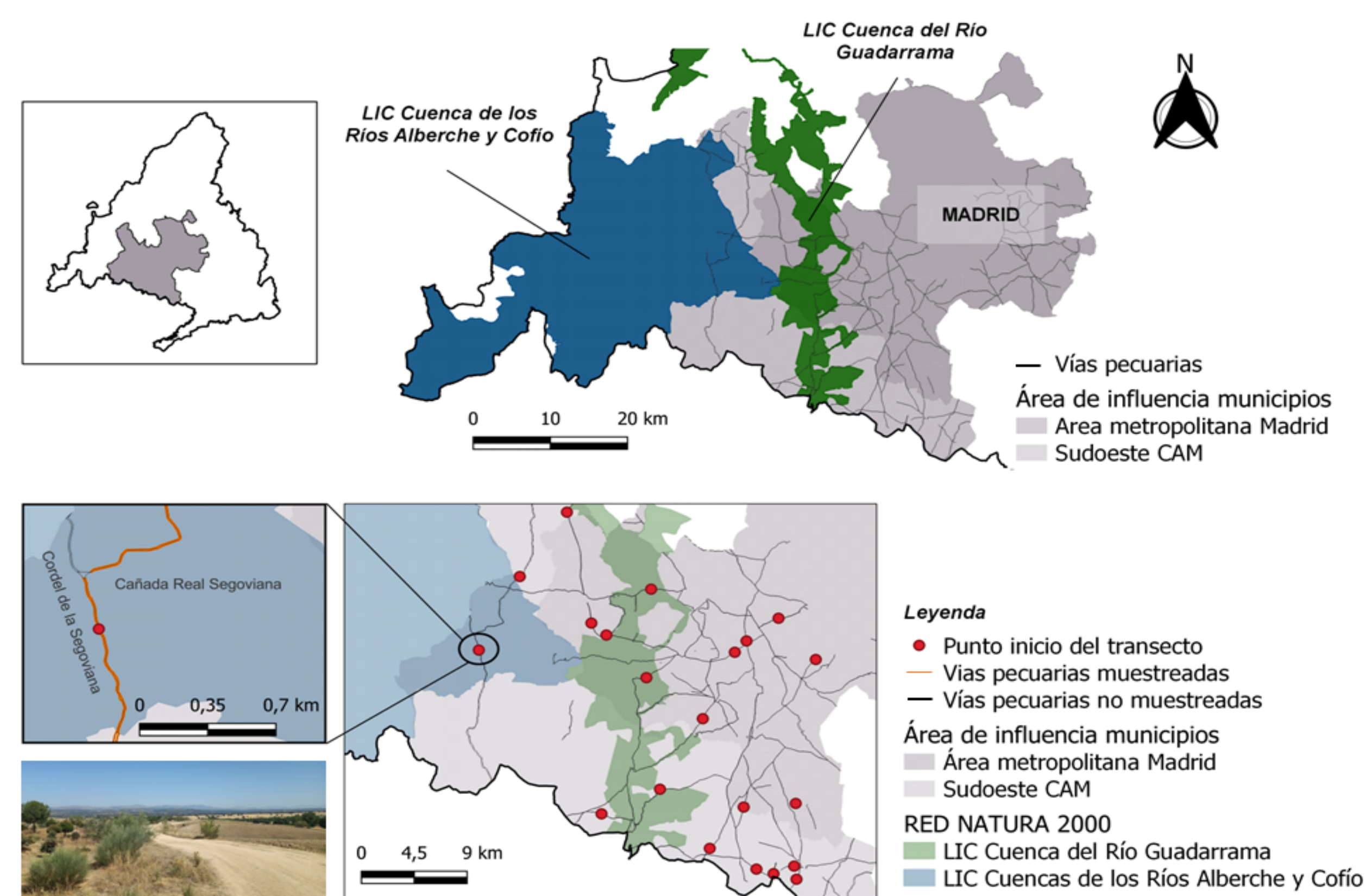


Figura 1. Mapa del área de estudio

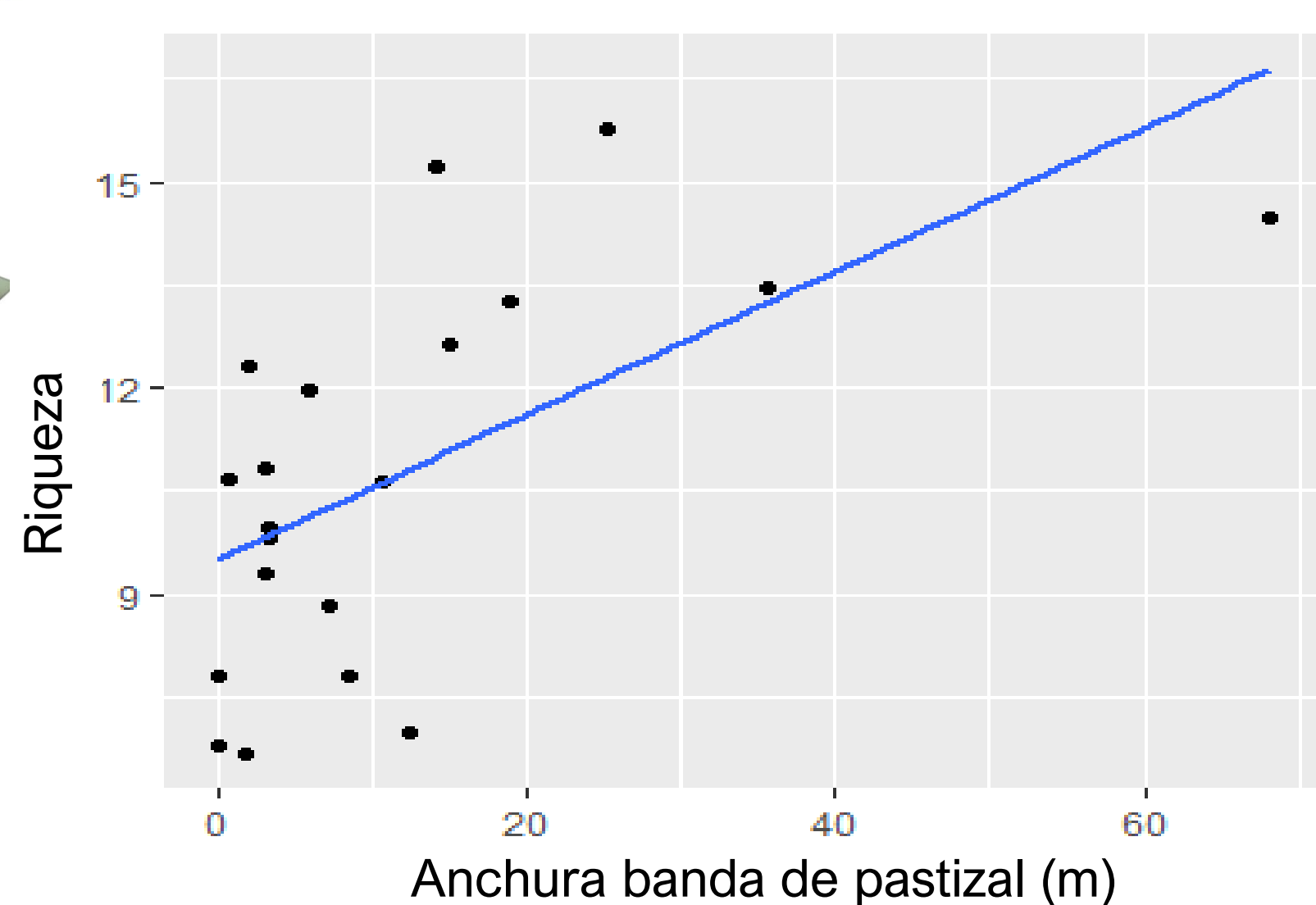


Figura 4. Efecto de la anchura de la banda de pastizal en la riqueza de especies de hormigas. El modelo es un GLM con distribución de Poisson y función log link.

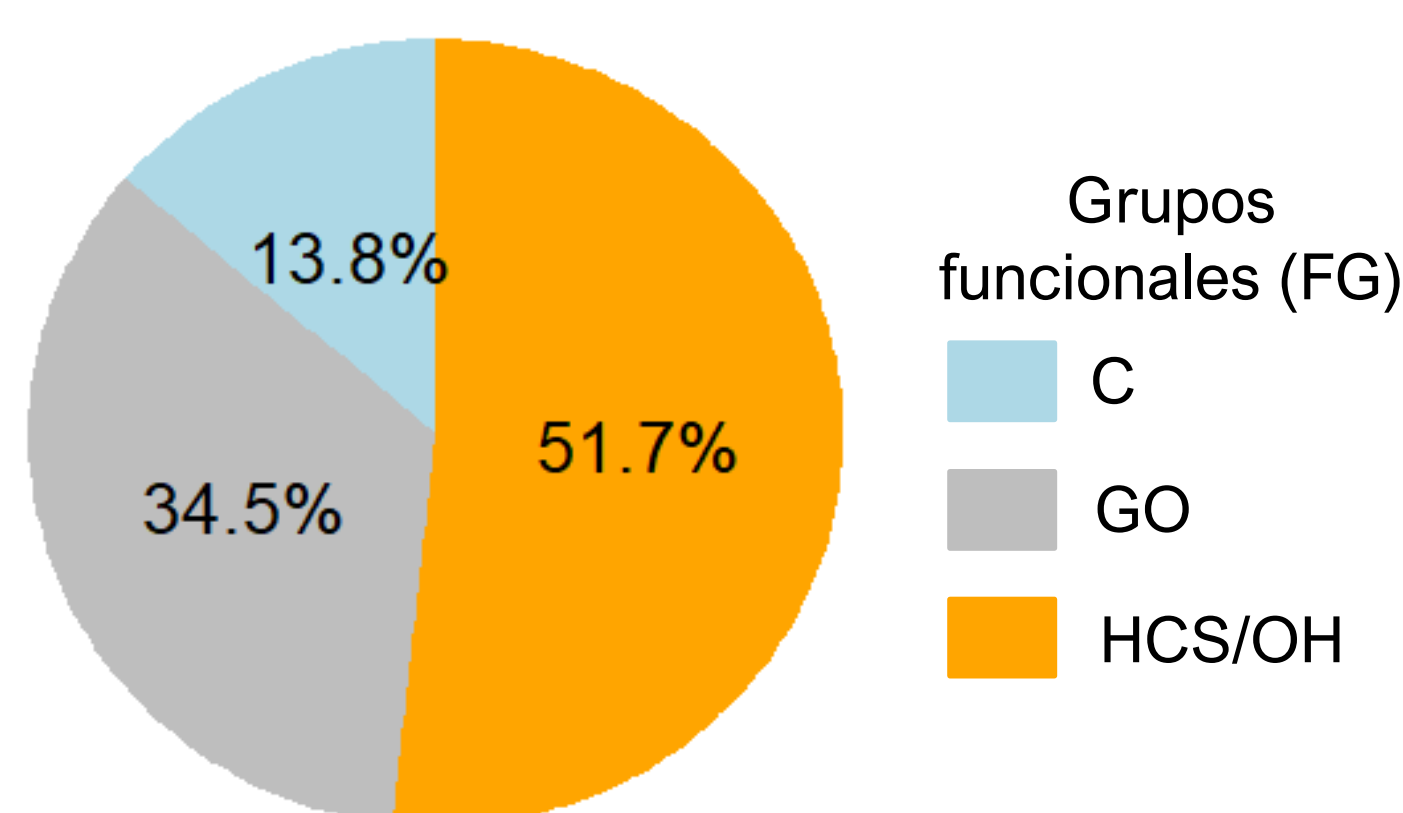


Figura 5. Proporción de grupos funcionales: C (Cripticas), GO (Generalistas y/o oportunistas) y HCS/OH (Especialistas de climas cálidos y/o hábitats abiertos). El grupo GO es indicador de perturbación y HCS/OH indicador de madurez⁴.



Figura 2. Algunas de las especies de hormigas encontradas: 1. *Messor barbarus*; 2. *Crematogaster auberti*; 3. *Aphaenogaster senilis*; 4. *Cataglyphis iberica*; 5. *Tetramorium semilaeve*; 6. *Tetramorium forte*; 7. *Gonomyia hispanicum*; 8. *Pheidole pallidula*; 9. *Messor structor*; 10. *Camponotus aethiops*; 11. *Solenopsis* sp.; 12. *Camponotus piceus*; 13. *Tapinoma nigerrimum*; 14. *Camponotus foreli*; 15. *Iberoformica subrufa*; 16. *Proformica* sp.; 17. *Camponotus cruentatus*.

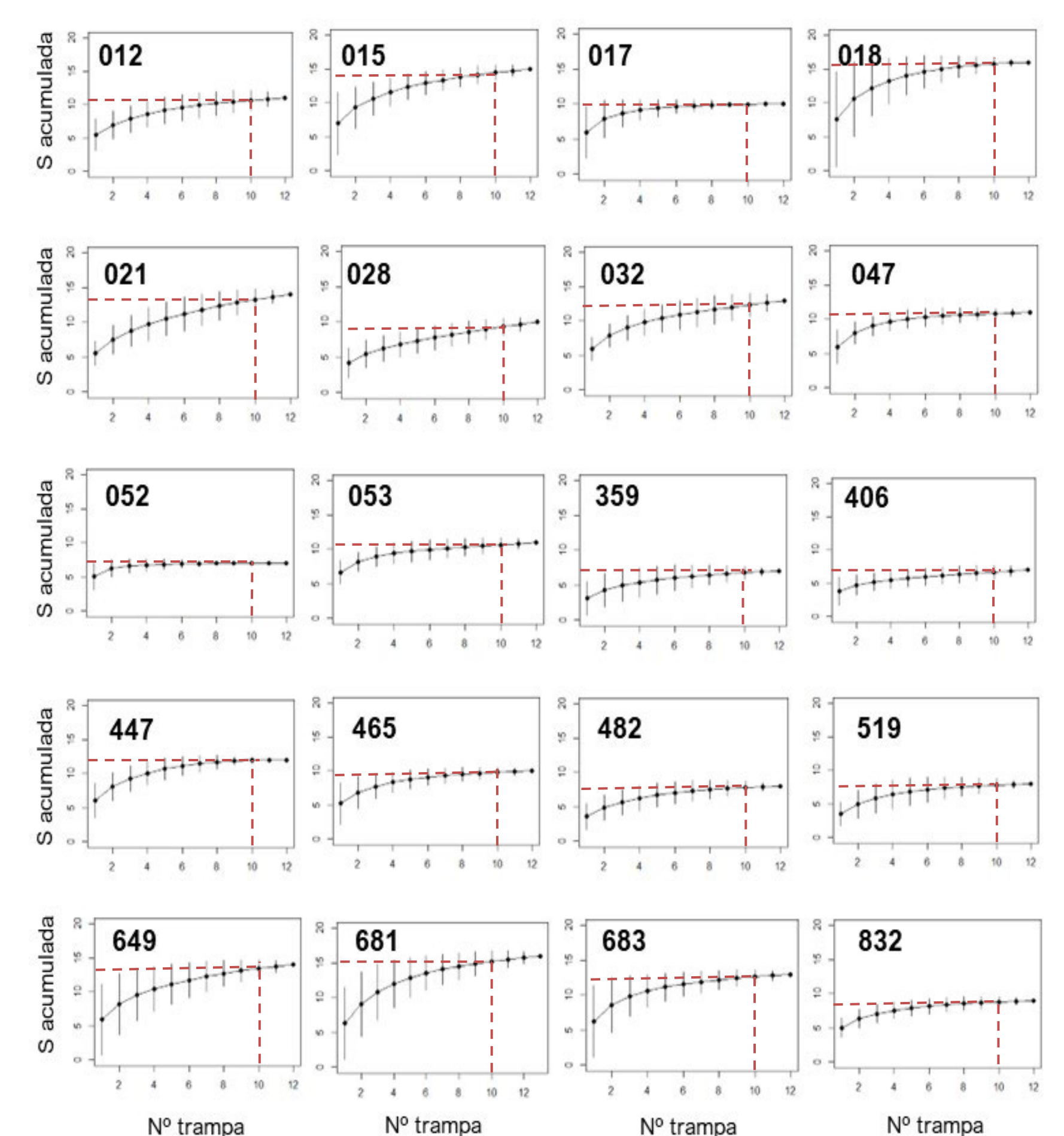


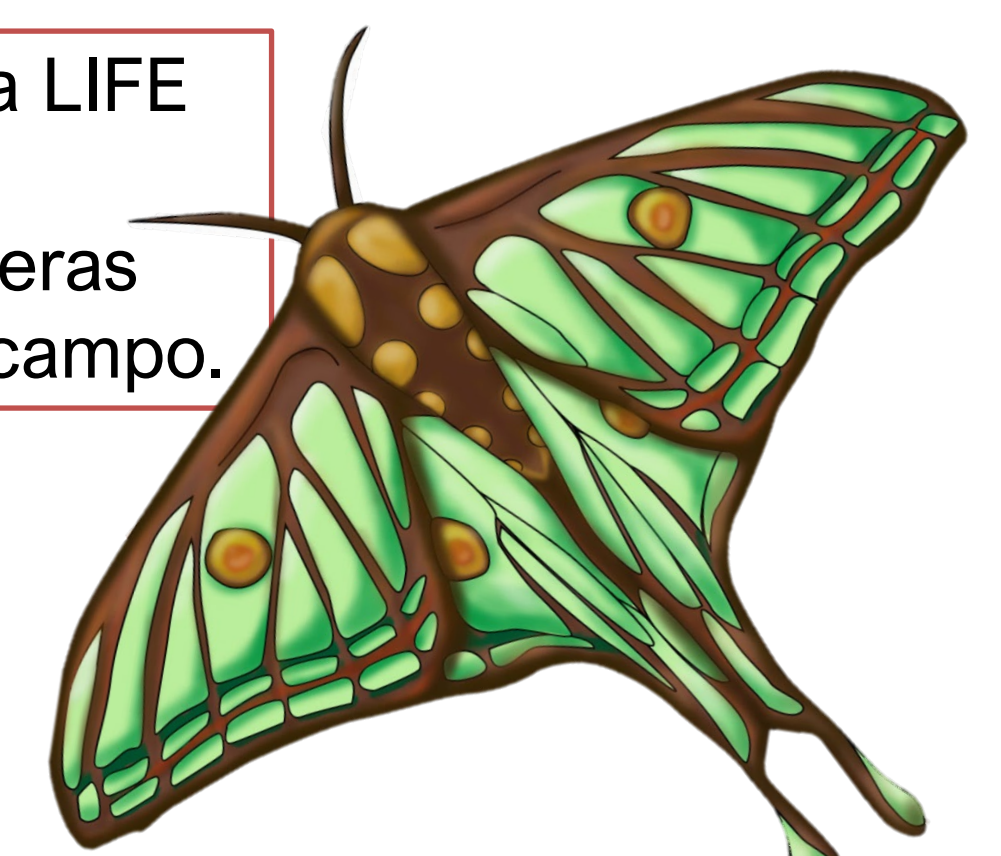
Figura 3. Riqueza de especies estimada a partir de las curvas de rarefacción para cada vía pecuaria. La riqueza de especies (líneas horizontales) fue estimada como el número esperado de especies para 10 trampas (líneas verticales), que fue el mínimo número de trampas que permanecieron en todas las vías pecuarias. Las barras muestran los intervalos de confianza de $\pm 95\%$.

Bibliography

[1] Ruiz, M. & Ruiz, J.P. 1986.. *Biol Conserv* 37(1):73–86; [2] Azcárate, F. M., Seoane, J., Castro, S. & Peco, B. 2013. *Acta Oecologica* 49: 107-115; [3] Hevia, V., Azcárate, F. M., Oteros-Rozas, E. & González, J. A. 2013. *Biodiversity and Conservation* 22(11): 2567-2581; [4] Roig & Espadaler. 2010. *Iberomyrmex*, 2

Acknowledgments

Este estudio ha sido financiado por el Programa LIFE de la Unión Europea (LIFE CAÑADAS, LIFE 18 NAT/ES/000930). Gracias a Jorge Chicote Carreras por su colaboración durante los muestreos en campo.





Bringing back the herds: LIFE CAÑADAS, an ecological restoration project to recover the drove roads network

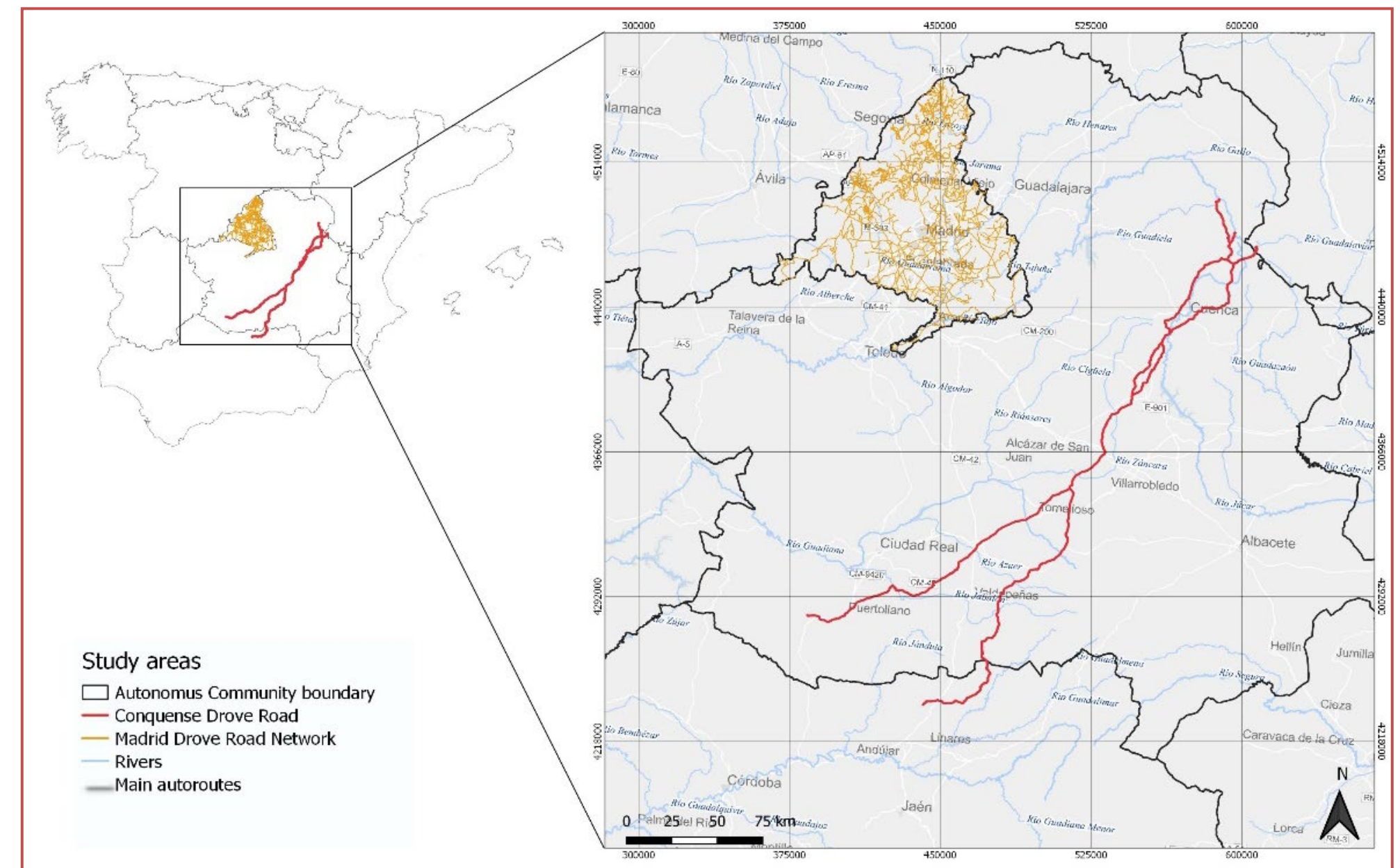
Paula Solascasas^{1,2,3}, Francisco M. Azcárate^{1,3}, Violeta Hevia^{2,3}

¹ Terrestrial Ecology Group, Department of Ecology, Universidad Autónoma de Madrid, Spain ² Social-ecological Systems Laboratory, Department of Ecology, Universidad Autónoma de Madrid, Spain. ³ Centro de Investigación en Biodiversidad y Cambio Global Universidad Autónoma de Madrid, Spain. *paula.solascasas@uam.es

Introduction and Objectives

Drove roads (DRs) are the traditional livestock routes used for seasonal movements in search of the most productive pastures. In Spain, the drove roads' network covers almost 1% of the territory. However, Spanish DRs have suffered a progressive abandonment and degradation, threatening their role as ecological corridors, especially in the Community of Madrid. LIFE CAÑADAS aims to restore some of these DRs to enhance their connectivity role between Natura 2000 sites, within a mostly agricultural and urban matrix.

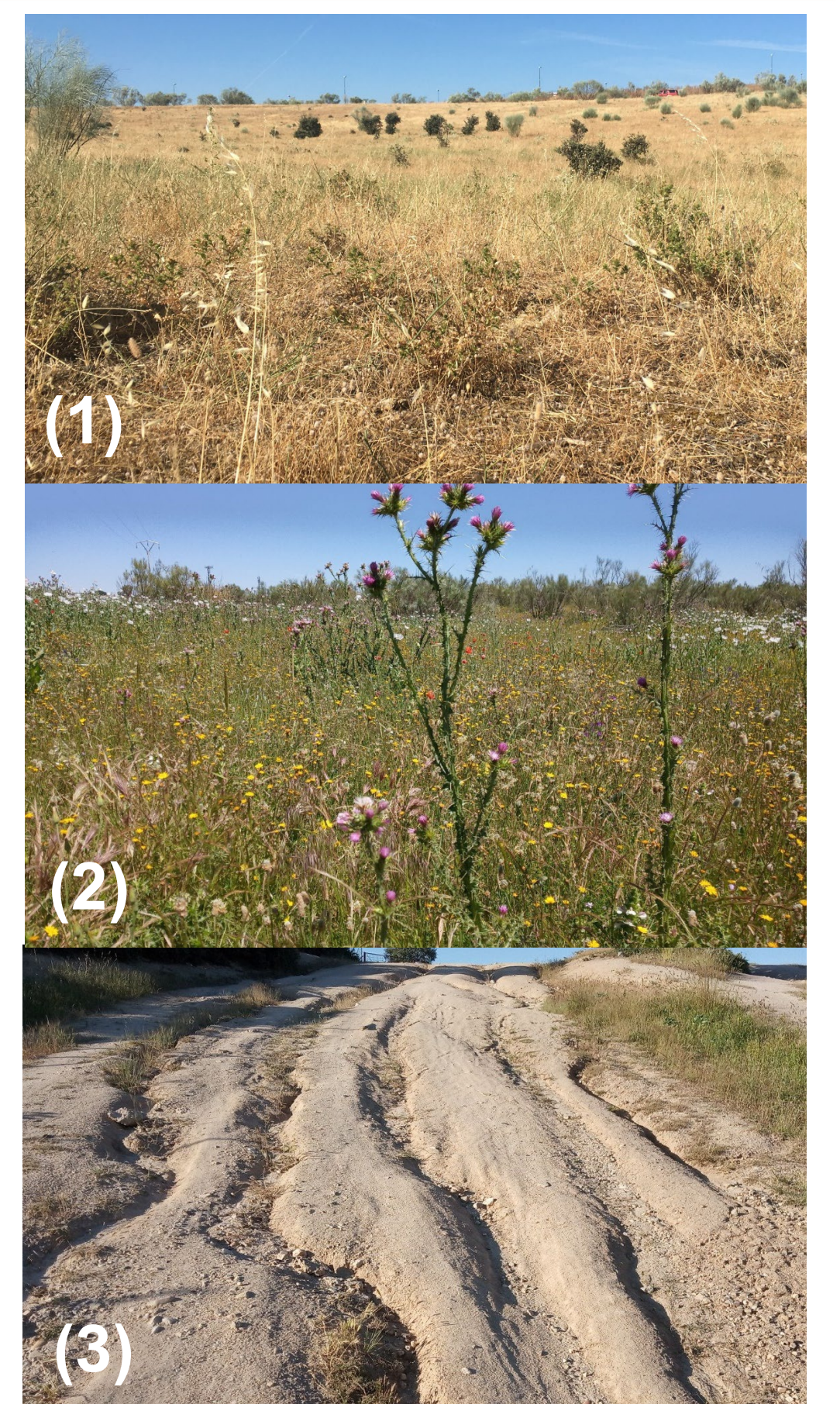
Study area



Methodology

Before the implementation of the restoration actions, an initial diagnosis was carried out involving:

- ✓ Categorisation of the selected drove roads, according to their ecological and conservation status into (1) reference plots, (2) abandoned overgrown plots and (3) eroded plots.
- ✓ Sampling of **plants**, small vertebrates and **arthropods** diversity, as well as soil physical-chemical characteristics, litter decomposition rate (**Tea Bag Index** experiment) and enzyme activity.
- ✓ **Social perception surveys** with local population and shepherds in the selected municipalities.



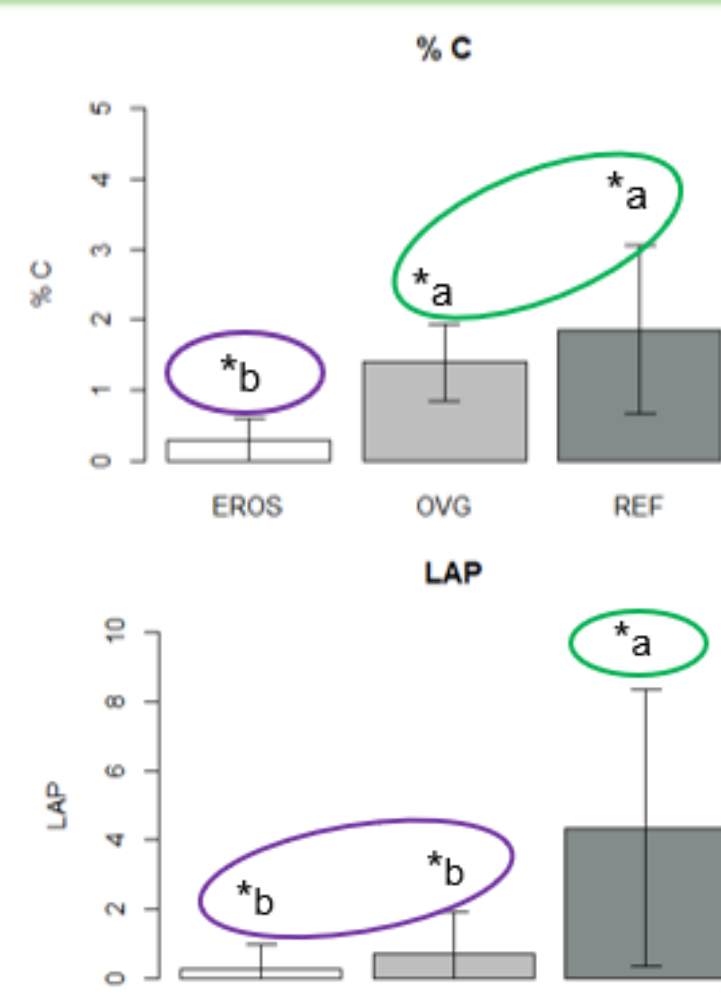
Restoration actions

- ✓ Implementation of artificial structures that generate heterogeneity at the local scale and provide new habitat resources for local biodiversity (pollinators and other arthropods, small mammals, reptiles, etc.).
- ✓ Fencing and introduction of other obstacles to stop the sources of erosion (mainly vehicles traffic).
- ✓ Ploughing and de-compaction of eroded soils.
- ✓ Re-establishment of livestock grazing with the help of local and transhumant herds, to (i) reduce plant biomass in abandoned overgrown plots and to (ii) enrich and fertilise eroded plots through livestock dung and trampling.
- ✓ Removal of illegal dumps and waste, as well as delimitation of the drove road boundaries.



Preliminary results

- Enzyme activity → significantly higher levels of some enzymes than overgrown and eroded plots.
- Physical-chemical properties → plots suffering erosion were significantly different for several parameters.



Bibliography

- Acín-Carrera, M., M. José Marques, P. Carral, A. M. Álvarez, C. López, B. Martín-López, and J. A. González. 2013. Impacts of land-use intensity on soil organic carbon content, soil structure and water-holding capacity. *Soil Use and Management* 29(4):547–556.
- Azcárate, F. M., I. Robleño, J. Seoane, P. Manzano, and B. Peco. 2013. Drove roads as local biodiversity reservoirs: Effects on landscape pattern and plant communities in a Mediterranean region. *Applied Vegetation Science* 16(3):480–490.
- Hevia, V., F. M. Azcárate, E. Oteros-Rozas, and J. A. González. 2013. Exploring the role of transhumance drove roads on the conservation of ant diversity in Mediterranean agroecosystems. *Biodiversity and Conservation* 22(11):2567–2581.
- Hevia, V., J. Bosch, F. M. Azcárate, E. Fernández, A. Rodrigo, H. Barril-Graells, and J. A. González. 2016. Bee diversity and abundance in a livestock drove road and its impact on pollination and seed set in adjacent sunflower fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 232:336–344.
- Manzano, P., and J. E. Malo. 2006. Extreme long-distance seed dispersal via sheep. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(5):244–248.

