

# Efecto del aumento de la biodiversidad mediante la agricultura bio-inclusiva en la comunidad de artrópodos asociados al cultivo de cítricos.



Alexander Broekhuijsen

–  
Departamento de Zoología



## **INDICE:**

<b>1. RESUMEN.....</b>	<b>2</b>
<b>2. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>2</b>
<b>3. ANTECEDENTES.....</b>	<b>5</b>
<b>4. HIPOTESIS INICIAL Y OBJETIVOS.....</b>	<b>5</b>
<b>5. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>6</b>
5.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	6
5.2. MÉTODO DE MUESTREO E IDENTIFICACIÓN DE LA FAUNA.....	8
5.3. CATÁLOGOS DE ENEMIGOS NATURALES Y PLAGAS.....	9
5.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS.....	10
5.5. UMBRALES DE TRATAMIENTO.....	17
<b>6. RESULTADOS.....</b>	<b>17</b>
6.1. CATÁLOGOS.....	17
6.2. CURVA DE ESPECIES ACUMULADAS, COMPLETITUD Y COBERTURA DE MUESTREO.....	20
6.3. SIMILITUD – SØRENSEN-DICE.....	26
6.4. ÍNDICE DE SHANNON-WIENER.....	26
6.5. ÍNDICE DE EQUIDAD DE PIELOU Y ABUNDANCIAS.....	28
6.6. UMBRALES DE TRATAMIENTO.....	34
<b>7. DISCUSIÓN.....</b>	<b>35</b>
<b>8. CONCLUSIONES.....</b>	<b>38</b>
<b>9. AGRADECIMIENTOS.....</b>	<b>39</b>
<b>10. BIBLIOGRAFÍA.....</b>	<b>40</b>
<b>11. ANEXOS.....</b>	<b>44</b>
11.1. INVENTARIO “EL CERRO”.....	44
11.2. INVENTARIO “ALGABARRILLA”.....	49

## **1. RESUMEN**

La actividad agraria es, y ha sido, una de las causas de la disminución de la biodiversidad en los ecosistemas agrarios debido al uso excesivo de fertilizantes y pesticidas. El modelo bio-inclusivo, que maneja los cultivos de un modo sostenible y respetuoso con la biodiversidad asociada, es una alternativa de los cultivos convencionales que se está expandiendo en el sur de España, concretamente en los cultivos de cítricos. En este trabajo se ha evaluado el efecto de este modelo en las comunidades de artrópodos asociados al cultivo, frente a la agricultura convencional. Para ello, se ha muestreado a lo largo de 14 semanas en un cultivo bio-inclusivo y otro convencional. Con los datos obtenidos, se ha elaborado un catálogo de la artropofauna auxiliar y artropofauna plaga. También se han hecho distintos análisis estadísticos obteniendo: unas curvas de especies acumuladas significativamente mayor para la artropofauna auxiliar de la finca bio-inclusiva que, para la convencional; unas curvas de especies acumuladas de artropofauna plaga sin diferencias significativas entre ambas fincas; un mayor valor del coeficiente de similitud de Sørensen-Dice entre las comunidades de artropofauna plaga de ambas fincas que entre las comunidades de artropofauna auxiliar; un índice de Shannon-Wiener mayor de artropofauna auxiliar y artropofauna plaga en la finca bio-Inclusiva que en la finca convencional; y un valor de equidad de Pielou similar para la artropofauna auxiliar en cada finca, pero un menor índice de equidad para la artropofauna plaga de la finca convencional que la finca bio-inclusiva. Por último, se han reflejado gráficamente los umbrales de tratamiento de plagas en cada una de las fincas para evaluar la eficacia del control biológico, observándose que en la finca convencional tres taxones superaron el umbral de intervención mientras que en la finca bio-inclusiva ningún taxón llegó a superar el umbral de intervención.

## **2. INTRODUCCIÓN**

Actualmente, se estima que la población mundial llegará a, aproximadamente, 10.000 millones de individuos en el año 2060 (United Nations, 2022). Lógicamente, este aumento poblacional implicará un aumento en la demanda de alimentos. El sector encargado de la base de la alimentación es el sector agrícola, por ello es imprescindible que se eviten las pérdidas de cosechas de los cultivos (United Nations, 2016). Además, para que se pueda seguir produciendo la cantidad de comida necesaria en escenarios futuros, es importante que se produzca de forma sostenible, tal y como indican los objetivos 2 (Hambre cero), 13 (Acción

por el clima) y 15 (Vida de ecosistemas terrestres) de desarrollo sostenible propuestas por la ONU (United Nations, 2020).

Una fruta que comúnmente se puede encontrar en los supermercados y fruterías es la naranja. Las naranjas dulces son frutas pertenecientes a la familia de las rutáceas, concretamente al género *Citrus*, que han aparecido gracias a numerosos cruces entre el citrón (*Citrus medica* L., 1753), la mandarina (*Citrus reticulata* Blanco, 1837), y la pampelmusa (*Citrus maxima* (Burm.) Merr., 1917) (Duarte *et al.*, 2016; Mabberley, 2010). Esta fruta, ya sea de forma fresca o en forma preparada como zumos, contiene múltiples nutrientes, minerales y vitaminas que hace que proporcionen muchos beneficios de la salud (entre otros, propiedades antiinflamatorias, antioxidantes y anticancerígenas), haciendo que tengan un papel esencial en las dietas equilibradas y saludables (Dicklin *et al.*, 2021; Duarte *et al.*, 2016; Singh *et al.*, 2020; Lv *et al.*, 2015; Patil *et al.*, 2006).

En España, según los datos de FAOSTAT, la naranja lleva más de 50 años siendo una de las cuatro frutas con mayores toneladas producidas anualmente, compartiendo este puesto con las uvas, la aceituna, y el tomate (FAO, 2020).

La realidad es que el cultivo de naranjas supone un elevado uso del agua, fertilizante y pesticidas que además suele ocupar extensiones muy grandes en forma de monocultivo (Duarte *et al.*, 2016).

El monocultivo no es una forma de cultivar sostenible ya que supone una gran simplificación del paisaje, que fomenta la abundancia de plagas al proporcionarles una gran fuente de alimento y lugar de reproducción (Grab *et al.*, 2018; Root, 1973). Por otro lado, los monocultivos producen una disminución de la biodiversidad presente previa al cultivo, debido a una disminución de la presencia de alimento alternativo, y al reducir/eliminar otros hábitats (Attwood *et al.*, 2008; Landis *et al.*, 2008).

Una tendencia muy actual que pretende recuperar la biodiversidad perdida y sus servicios ecosistémicos asociados es el llamado “Rewilding” que consiste en minimizar la intervención del hombre en los ecosistemas agrarios (Corson *et al.*, 2022). En su sentido más extremo consiste en el abandono de los campos de cultivo para permitir la recuperación de la biodiversidad. Esto implicaría una fuerte reducción en la producción agraria, algo que lógicamente no es compatible con el crecimiento poblacional (Figura 1) (Corson *et al.*, 2022).

Por otro lado, está la agricultura agroecológica (o agroecología), también considerado como el primer paso del “Rewilding”, que pretende, además de incrementar los servicios ecosistémicos y fomentar la presencia de biodiversidad funcional, mantener la productividad del cultivo (Figura 1) (Corson *et al.*, 2022; Malézieux, 2017).

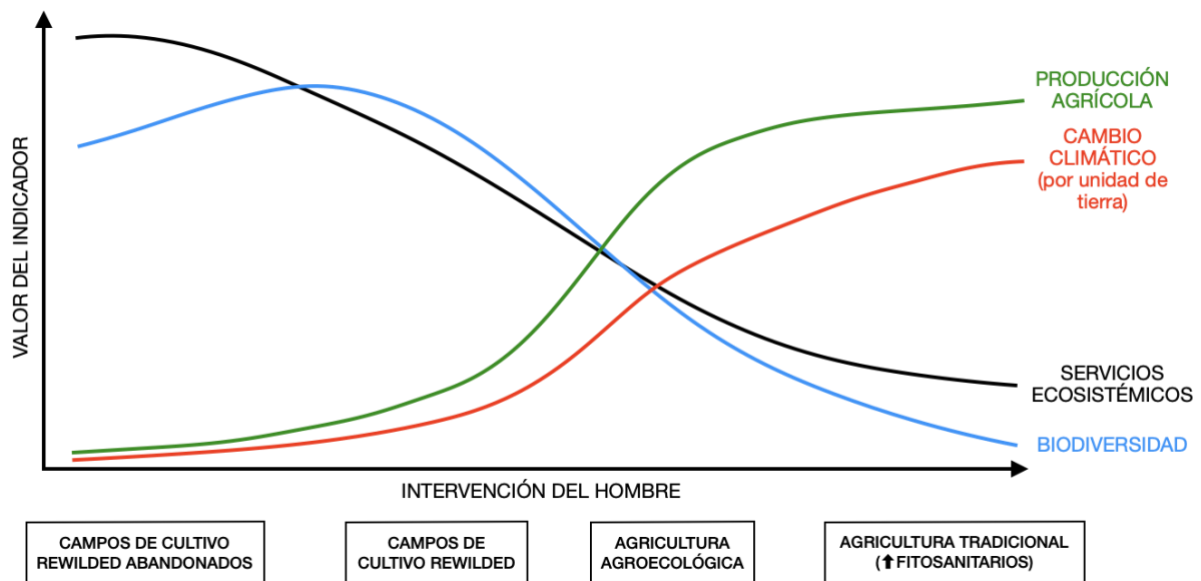


Figura 1: Influencia de la intervención humana en distintos métodos de cultivar (Rewilded, agroecológica, convencional, etc.) y su efecto en la producción agrícola, cambio climático, servicios ecosistémicos y biodiversidad. Modificada de Corson et al. (2022).

Una variante de agricultura agroecológica es la agricultura bio-inclusiva, propuesto en 2010 por Luis Bolaños y que tiene como principal objetivo conjugar la producción de alimentos con la protección y recuperación de la flora y la fauna silvestre. Para alcanzar este objetivo, el modelo bio-inclusivo propone medidas como pueden ser la siembra de semillas herbáceas autóctonas, la colocación de cajas nido y posaderos, la recuperación de setos de vegetación local, y todo aquello acompañado de un uso adecuado de fitosanitarios de baja carga tóxica adecuado y una buena gestión de recursos hídricos y energéticos (Bolaños, 2010).

Una forma de reducir el uso de los pesticidas es mediante el control biológico. Este método de controlar las plagas (artropofauna plaga), cuyos orígenes en cítricos datan en el año 300 a.C. en China, consiste en el uso de organismos (llamados enemigos naturales (artropofauna auxiliar)), o productos derivados de estos, con la finalidad de reducir la población de otro organismo (Barratt *et al.*, 2018; van Lenteren, 2005; van Lenteren, 2012). Alrededor de 1960, con los comienzos de la revolución verde que tenía como objetivos incrementar la producción agrícola mediante el uso elevado de plaguicidas orgánicos de síntesis y abonos artificiales, el control biológico fue desplazado significativamente (Barratt *et al.*, 2018; El Fikri *et al.*, 2019). Tras descubrirse los daños que producen estos pesticidas en los ecosistemas, volvió la necesidad de encontrar métodos biológicos para controlar las plagas (Bale *et al.*, 2008; Carson, 1962).

A la hora de estudiar métodos para fomentar la presencia de estos enemigos naturales, se llegó a concluir que un aumento de la biodiversidad en el cultivo podría servir como fuente de alimento y refugio alternativo, fomentando así su presencia (Bianchi *et al.*, 2006; Chaplin-Kramer *et al.*, 2011; Thomas *et al.*, 2002). Evaluando el impacto que tiene el aumento de biodiversidad en las comunidades de plaga, Boisclair y Estevez (2006) concluyeron que generalmente suele reducir la presencia de estas en el cultivo, si bien esto dependía fuertemente de las medidas concretas que se habían llevado a cabo en el cultivo y no siempre conseguían mantener la presencia de plagas por debajo de los umbrales de intervención.

La finalidad de este estudio ha sido realizar una evaluación preliminar del novedoso sistema bio-inclusivo, averiguando concretamente su efecto en las comunidades de artropofauna auxiliar (en adelante, para simplificar la lectura, enemigos naturales/auxiliar) y en las comunidades de artropofauna plagas (en adelante, plagas).

Para ello, se ha firmado un convenio entre la empresa “Iberhansa NaturGreen” y la Universidad de Sevilla con el fin de desarrollar este Trabajo de Final de Máster, facilitando el acceso a una finca de cultivo bio-inclusivo desde hace 7 años, y otra finca con cultivo convencional, recientemente transformado en bio-inclusivo.

### **3. ANTECEDENTES**

Con anterioridad y durante el periodo de muestreo, además de registrar los enemigos naturales y plagas, se ha ido muestreando la vegetación no-cultivo, los vertebrados y los invertebrados. Estos datos, añadidos como anexos, nos permiten demostrar que partimos de que en la finca bio-inclusiva (“El Cerro”) existe una mayor riqueza de especies que en la finca convencional (“Algabarrilla”).

La fecha de comienzo de los muestreos se hizo en base a la presencia de plagas de años anteriores y, además, orientándose mediante el calendario de plagas de UCIPM (2019).

### **4. HIPÓTESIS INICIALES Y OBJETIVOS**

Como ya se ha comentado, en este trabajo se ha comparado una finca de cultivo bio-inclusivo con una finca de cultivo convencional. Nuestra primera hipótesis fue que un cultivo con mayor biodiversidad gracias a las medidas de bio-inclusivo (“El Cerro”) presenta una mayor biodiversidad de enemigos naturales que el cultivo convencional (“Algabarrilla”). Una

segunda hipótesis fue que hay una menor biodiversidad de plagas en un cultivo bio-inclusivo frente a un cultivo convencional.

El objetivo principal del trabajo fue contrastar las hipótesis iniciales mediante el uso de distinto análisis estadísticos para conocer la eficacia del sistema bio-inclusivo. Además, se plantearon una serie de objetivos secundarios:

- Elaborar un catálogo de enemigos naturales y plagas de ambas fincas.
- Evaluar la completitud del inventario.
- Calcular la biodiversidad en cada finca y conocer la similitud entre ambas.
- Realizar una evaluación de los umbrales de tratamiento con respecto a la presencia de plagas, tanto para la finca bio-inclusiva como para la convencional.

## **5. MATERIALES Y MÉTODOS.**

### **5.1. ÁREA DE ESTUDIO**

El área de estudio de este trabajo comprende dos parcelas de dos fincas ubicadas en la comarca “Vega del Guadalquivir” situado en la provincia de Sevilla. Según el Catálogo de Paisajes de la provincia de Sevilla (2015) la fertilidad de los suelos y la presencia de recursos hídricos en esta comarca hacen que la zona sea considerada como una de las de mayor producción citrícola de Andalucía. La finca “El Cerro”, se encuentra a 37° 33’ 14” de latitud norte y 5° 49’ 40” de longitud oeste, dentro del municipio de Cantillana (Figura 2).

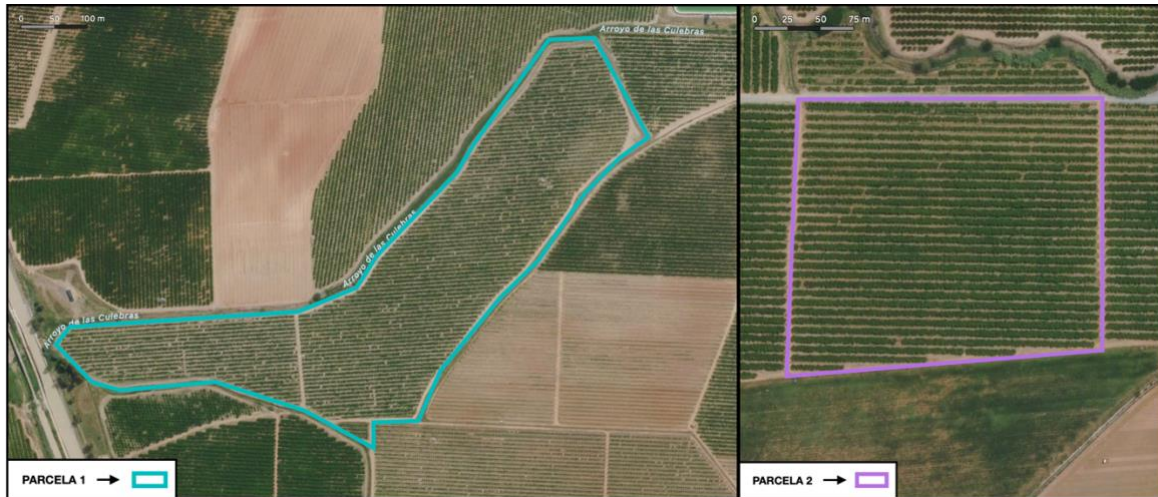


Figura 2: Plano de parcelas estudiadas de la finca "El Cerro".

La finca “Algabarrilla” se encuentra dentro del municipio de Carmona a 37° 31’ 28” de latitud norte y 5° 51’ 33” de longitud oeste (Figura 3).

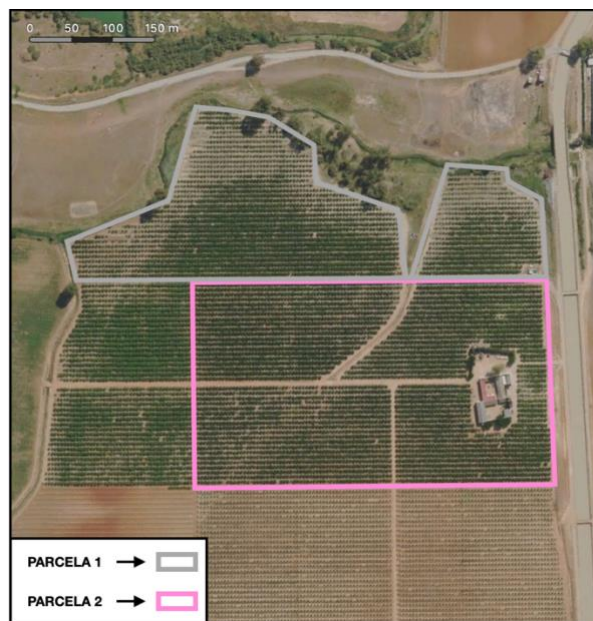


Figura 3: Plano de parcelas estudiadas de la finca "Algabarrilla".

La distancia entre las distintas fincas que se incluyen en el estudio es de, aproximadamente, 4,80 km. Su cercanía pretende reducir el posible efecto que podría tener la ubicación en los resultados. El área muestreada en cada finca tampoco supondría un impacto importante ya que la diferencia es mínima ( $\pm 18$  ha en “El Cerro” y  $\pm 16$  ha en “Algabarrilla”).



## 5.2. MÉTODO DE MUESTREO E IDENTIFICACIÓN DE LA FAUNA

Para la recolección de las muestras se han visitado las distintas parcelas 3 veces al mes (con excepción del primer mes que solo hubo 2 visitas) durante 5 meses [14 semanas]. Concretamente se comenzó a muestrear la fauna en la segunda mitad de mayo y se finalizaron los muestreos a finales de septiembre [semanas 1 y 2 – mayo; semanas 3, 4 y 5 – junio; semanas 6, 7 y 8 – julio; semanas 9, 10 y 11 – agosto; semanas 12, 13 y 14 – septiembre]. En cada visita se elegían 10 unidades de muestreo distribuidas de forma azarosa por las parcelas. Cada unidad de muestreo estaba formada por un naranjo en el cual se observaba toda la fauna auxiliar y perjudicial en 5 ramas secundarias tomadas al azar por cada una de las orientaciones, de modo que se observaban 20 ramas por unidad de muestreo.

Estos datos se han utilizado para la elaboración de los catálogos de plagas y enemigos naturales, el estudio de la riqueza acumulada y cobertura de muestreo, la realización de los índices de biodiversidad de Shannon-Wiener, los coeficientes de similitud de Sørensen-Dice, los índices de equidad de Pielou y la elaboración de gráficas de abundancias relativas y de los umbrales de tratamiento.

En la recolección de las muestras se ha considerado individuo tanto a los huevos, las larvas/ninfas, las pupas y los adultos. Las plagas frecuentemente formaban colonias de tamaños muy elevados (Figura 4) que han sido consideradas como un único avistamiento (esta modificación con respecto a la realidad se pretende mitigar en el apartado de *Umbrales de tratamiento*).

En muchas ocasiones fue necesaria la captura de los organismos observados para su posterior identificación. Para ello, dependiendo de la especie, se utilizaron cazamariposas, botes de plástico o aspiradoras de insectos para su captura. Los especímenes recolectados se conservaron en alcohol al 70% hasta su determinación en el laboratorio mediante claves dicotómicas, con la ayuda de una lupa LEICA Wild M-Z8.



Figura 4: Colonia de *Planococcus citri* (Risso, 1813) (Hemiptera, Pseudococcidae).

### 5.3. CATÁLOGOS DE ENEMIGOS NATURALES Y PLAGAS

Para la elaboración de los catálogos se ha realizado una clasificación cualitativa basándose en el papel que poseen en el cultivo (plaga/enemigo natural). En ambos catálogos vienen reflejados el orden, la familia y, siempre y cuando se ha podido identificar, la especie. Además, se indica en qué finca se ha encontrado cada uno de estos taxones. En el caso del catálogo de plagas contamos además con una columna que indica la jerarquía de la plaga, es decir, su importancia según los daños que realiza en cultivos de cítricos basándose en la información recopilada por Urbajena *et al.* (2015). De este modo, podemos clasificar las plagas como “clave”, si la especie supera el nivel económico de daños frecuentemente; “ocasional”, si la especie en la mayoría de los casos se mantiene por debajo del nivel económico de daños, y “secundaria”, si la plaga solo supera el nivel económico de daños cuando hay algún factor

externo que la fomenta (Urbajena *et al.*, 2015). En el catálogo de enemigos naturales también hay una 5ª columna que, en este caso, indica el papel que tiene como enemigo natural (Parasitoide, cuando el adulto no se alimenta de la plaga, sino que le coloca un huevo y es la larva la que mata al individuo parasitado completando así su ciclo de vida (Godfray, 1994) / Depredador, cuando el adulto, larva, y/o ninfa se alimentan directamente de la plaga (Weseloh y Hare, 2009).

#### 5.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Para todos los análisis estadísticos se ha utilizado el software estadístico Rstudio. Además, se ha hecho uso de distintos paquetes compatibles con el software que nos facilitan estos análisis. Los paquetes utilizados han sido los siguientes:

- devtools
- dplyr
- ggplot2
- iNEXT
- readr
- tidyr
- knitr
- asbio

##### 5.4.1. Curva de especies acumuladas, completitud y cobertura de muestreo

Las curvas de especies acumuladas son curvas en las que se representa gráficamente el número de especies acumuladas frente al tamaño de muestreo (en nuestro caso, número de muestras). Esto nos permite realizar extrapolaciones que nos ayudan a conocer la riqueza total de un área de estudio y determinar lo completo que ha sido el muestreo.

Para elaborar esta curva de acumulación se ha utilizado el paquete estadístico “iNEXT” (Chao *et al.*, 2014; Hsieh, Ma y Chao, 2016a). Este paquete, además de tener comandos para la curva de especies acumuladas, nos devuelve una estimación futura (extrapolación) y la cobertura de muestreo. Posteriormente, con los datos obtenidos de la curva de especies acumuladas podemos calcular la completitud del inventario obtenido.

Para la producción del fichero de datos que es leído por el paquete, previamente, se ha realizado una matriz de datos cuyas especificaciones vienen dadas por Hsieh *et al.* (2016b). En



	“El Cerro” (Ensamblaje 1)	“Algabarrilla” (Ensamblaje 2)
Ensamblajes (Fila 1)		
Número total de muestras (Fila 2)	140 (T)	140 (T)
Incidencias acumuladas (Filas 3,4,5,...,S)	64 (Y <sub>1</sub> )	47 (Y <sub>1</sub> )
	49 (Y <sub>2</sub> )	36 (Y <sub>2</sub> )
	36 (Y <sub>3</sub> )	12 (Y <sub>3</sub> )
	...	...

Figura 6: Fichero de datos que lee el paquete estadístico "iNext". (DATOS DE INDICENCIA NO REALES).

El paquete estadístico realiza los siguientes cálculos para la obtención de los resultados ejecutando las fórmulas que se han obtenido de Chao *et al.* (2014) y Colwell *et al.* (2012).

Primero realiza una interpolación/rarificación de los datos aportados para obtener una curva de acumulación “suave”, es decir, no escalonada a partir de la siguiente fórmula:

$$S_{muestra}(t) = S_{obs} - \sum_{Y_i > 0} \left[ \frac{\binom{T - Y_i}{t}}{\binom{T}{t}} \right], t < T.$$

Fórmula 1: Rarificación/Interpolación riqueza acumulada.  $S_{muestra}(t)$ : valor de la riqueza (S) en la muestra “t”; T: número total de muestras;  $Y_i$ : incidencia acumulada de la especie “i”.

Posteriormente el programa realiza una extrapolación a partir de los datos mediante la fórmula siguiente:

$$S_{muestra}(T + t^*) = S_{obs} + Q_0 \left[ 1 - \left( 1 - \frac{Q_1}{Q_1 + TQ_0} \right)^{t^*} \right]$$

$$\approx S_{obs} + Q_0 \left[ 1 - \exp\left( \frac{-t^* Q_1}{Q_1 + TQ_0} \right) \right]$$

Fórmula 2: Extrapolación riqueza acumulada.  $S_{muestra}(T + t^*)$ : valor de riqueza (S) en la muestra extrapolada, donde “t\*” equivale al número de muestras añadidas;  $Q_0$ : número de especies que no se han detectado durante los muestreos;  $Q_1$ : número de especies que se han detectado una sola vez durante los muestreos.

Como  $Q_0$  es un valor desconocido, ya que no podemos saber con certeza cuantas especies no hemos muestreado, hay que obtenerlo mediante el estimador “Chao2” con la fórmula siguiente:

$$Q_{0\ Chao2} = [(T - 1)/T]Q_1^2 / (2Q_2)$$

*Fórmula 3: Estimador de número de especies no detectadas (Chao2).  $Q_2$ : número de especies que aparecen en 2 del número total de muestras.*

Gracias al valor  $Q_0$  podemos obtener el número de especies estimadas que haya en el ensamblaje ( $S_{est}$ ) sumando  $Q_0$  al valor de especies observadas ( $S_{obs}$ ) (Colwell *et al.*, 2012).

$$S_{est} = S_{obs} + Q_{0\ Chao2}$$

*Fórmula 4: Estimación de riqueza total.*

Finalmente, tanto para la interpolación como para la extrapolación, realiza un Bootstrap de 200 réplicas para obtener los intervalos de confianza del 95% (IC). Seguidamente, unifica la curva de interpolación con la de extrapolación para obtener la curva de acumulación con una extrapolación hasta x números de muestras.

A partir de la siguiente fórmula se calcula el número de muestras adicionales ( $t_g$ ) necesarias para obtener la proporción  $g$  del valor total estimado de especies ( $S_{est}$ ):

$$t_g * \approx \frac{\log \left[ 1 - \frac{T}{(T - 1)} \frac{2Q_2}{Q_1^2} (gS_{est} - S_{obs}) \right]}{\log \left[ 1 - \frac{2Q_2}{(T - 1)Q_1 + 2Q_2} \right]}$$

*Fórmula 5: Estimación del número de muestras adicionales necesarias.  $g$ : proporción de riqueza que queremos obtener.*

Esto nos sirve para conocer el número de muestras adicionales necesarias para encontrar una especie más y, con ello, valorar la calidad de los catálogos y determinar la necesidad de seguir muestreando o no.

También es interesante reflejar la probabilidad de encontrar una especie nueva al aumentar el número de muestras en uno. Este valor se puede obtener a partir de la cobertura de muestreo calculado mediante el paquete estadístico. La cobertura es una medida de completitud que nos indica la probabilidad de encontrar una especie ya encontrada al aumentar en uno el número de muestras, de ese modo, si restamos este valor a la unidad obtenemos la probabilidad de obtener una especie nueva al aumentar el número de muestras en uno (Chao y Jost, 2012). Autores como Chao *et al.* (2020) y Chao y Jost (2012) consideran que para comparar riqueza entre un ensamblaje y otro es más correcto hacerlo a un mismo valor de cobertura de muestreo para ambos ensamblajes, que, a un mismo tamaño de muestra. Por ello, también se ha realizado la curva de cobertura de muestreo acumulada, para luego comparar el número de especies a una cobertura de muestreo de 0,95 (95%) para ambas fincas.

Para obtener el componente de la interpolación de la curva de cobertura acumulada se ejecuta la siguiente fórmula:

$$C_{muestra}(t) = 1 - \sum_{Y_i \geq 1} \frac{Y_i}{U} \frac{\binom{T-Y_i}{t}}{\binom{T-1}{t}}, t < T.$$

Fórmula 6: Rarificación/Interpolación cobertura.  $C_{muestra}(t)$ : cobertura de muestreo (C) para la muestra "t"; U: número total de incidencias ( $Y_i$ ).

Para la curva de cobertura extrapolada se ejecuta esta otra fórmula:

$$C_{muestra}(T + t^*) = 1 - \frac{Q_1}{U} \left[ \frac{(T-1)Q_1}{(T-1)Q_1 + 2Q_2} \right]^{t^*+1}$$

Fórmula 7: Extrapolación cobertura.

En el caso de la curva de cobertura, igual que para la curva de acumulación, para obtener los intervalos de confianza del 95% de la interpolación y extrapolación se ha realizado un Bootstrap de 200 réplicas.

Para conocer lo completo que son los inventarios realizados se calcula el porcentaje de completitud. Para ello es necesario conocer la riqueza esperada/estimada. Este valor corresponde al valor de la riqueza de especies cuando la curva de acumulación extrapolada llega a su asíntota. Con este valor y la riqueza observada podemos calcular la completitud del siguiente modo:

$$\text{Porcentaje de completitud} = \left( \frac{S_{obs}}{S_{est}} \right) \times 100$$

Fórmula 8: Porcentaje de completitud.

Todos estos cálculos se han realizado para los enemigos naturales y plagas por separado y para ambas fincas. De ese modo, podemos comparar como afecta la biodiversidad a cada una de estas clasificaciones funcionales por separado.

#### 5.4.2. Similitud (Sørensen-Dice)

Para averiguar lo similares que son varios nichos de un ensamblaje, o el mismo tipo de nicho entre distintos ensamblajes, se puede utilizar el coeficiente de Sørensen-Dice. Este se basa en comparar la identidad y el número de especies que comparten, sin tener en cuenta la abundancia de cada uno de ellos (Dice, 1945).

Se ha evaluado tanto la similitud de plagas entre “El Cerro” y “Algabarrilla” como la similitud de enemigos naturales entre ambos ensamblajes. Para realizar estos cálculos se ha empleado la siguiente fórmula obtenida de Zou (2004).

$$\text{Índice de similitud (Sørensen - Dice)} = 2(A \cap B)/(A + B)$$

Fórmula 9: Índice de similitud de Sørensen - Dice. A: número de especies del ensamblaje “A”; B: número de especies del ensamblaje “B”;  $A \cap B$ : número de especies que tienen en común el ensamblaje “A” y “B”.

#### 5.4.3. Índice de Shannon-Wiener

Además de medir la biodiversidad mediante la riqueza se suele medir también el índice de equidad de Shannon-Wiener (H). Así, mientras que la riqueza nos devuelve el número de especies presentes en una comunidad sin tener en cuenta la abundancia de cada uno de ellos, el índice de equidad se basa en esta última para su cálculo (Moore, 2013).



El índice de equidad de Shannon-Wiener se ha calculado mediante la fórmula aportada por el artículo original (Shannon, 1948).

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

Fórmula 10: Índice de Shannon-Wiener.  $p_i$ : proporción relativa de la especie "i".

Igual que para las curvas de acumulación, cobertura y completitud, se han realizado los gráficos de barras de Shannon-Wiener para los enemigos naturales y plagas por separado para evaluar de esa manera si existe alguna diferencia entre ambas.

#### 5.4.4. Índice de equidad de Pielou y abundancias

También se ha estudiado si existe o no alguna especie dominante numéricamente, es decir, si existe una equidad en la abundancia de especies. Esto se ha calculado mediante el índice de equidad de Pielou (J), que valora tanto la riqueza como la abundancia de especies y cuya fórmula es la siguiente (Pielou, 1966):

$$J = H / \ln (S)$$

Fórmula 11: Equidad de Pielou.

Posteriormente, para observar que especie en concreto es más dominante se ha realizado un gráfico circular donde viene reflejado el porcentaje de abundancia de cada especie con respecto al número total de abundancia.

Estos dos parámetros se han analizado de forma separada tanto para los enemigos naturales como las plagas en cada uno de los ensamblajes.

## 5.5. UMBRALES DE TRATAMIENTO

Para la determinación de los umbrales de tratamiento, se siguen distintos protocolos propuestos por la empresa “Iberhanse NaturGreen”, que varían según la especie de plaga y el impacto que tienen en la cosecha del cultivo. Se basa en la abundancia determinada “*a visu*” de individuos plaga que se encuentran en el árbol/órgano afectado. De este modo existen 5 umbrales:

- **Umbral 0:** No se observan individuos.
- **Umbral 1:** Hay presencia esporádica de plaga.
- **Umbral 2:** Hay presencia de plaga fácilmente localizable, mediante búsqueda activa, sin producir efectos negativos sobre el cultivo.
- **Umbral 3:** Hay presencia de plaga fácilmente localizable, sin búsqueda activa, produciéndose efectos negativos sobre el cultivo y riesgos para la producción.
- **Umbral 4:** Hay elevada presencia de plaga que afecta muy negativamente al cultivo y a la producción.

Según lo acordado en las normativas de la empresa el umbral de intervención, es decir, el umbral a partir del cual se recomienda plantear el uso de tratamientos es el 3.

Para la elaboración del gráfico de umbrales de tratamiento se ha realizado un gráfico de puntos unidos con líneas donde cada punto corresponde al umbral censado en la semana concreta. Esto se ha hecho para ambas fincas para poder comparar los niveles de plaga y evaluar la necesidad de tratamiento que ha habido a lo largo del muestreo en cada finca.

## 6. RESULTADOS

### 6.1. CATÁLOGOS.

A lo largo del muestreo se han observado múltiples taxones de artropofauna, tanto potencialmente plaga (Tabla 1) como enemigo natural (Tabla 2). A continuación, se pueden observar ambos catálogos según su papel en el cultivo:

Tabla 1: Catálogo de artropofauna plaga observados en ambas fincas durante los muestreos. Jerarquías, salvo dos excepciones, procedentes de Urbajena et al. (2015).

Catálogo de artropofauna plaga				
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	FINCA	JERARQUÍA
Hemiptera	Aleyrodidae	<i>Aleurothrixus floccosus</i> Maskell, 1896	Ambos	Secundario
	Aphididae	<i>Aphis gossypii</i> Glover, 1877	Ambos	Clave
	Aphididae	<i>Aphis spiraeicola</i> Patch, 1914	Ambos	Clave
	Cicadellidae	<i>Empoasca</i> sp. Walsh, 1862	Ambos	Secundario (IVIA, 2022a)
	Coccidae	<i>Ceroplastes sinensis</i> Del Guercio, 1900	Ambos	Secundario
	Coccidae	<i>Coccus hesperidum</i> Linnaeus, 1758	Ambos	Secundario
	Diaspididae	<i>Aonidiella aurantii</i> (Maskell, 1879)	Ambos	Clave
	Monophlebidae	<i>Icerya purchasi</i> Maskell, 1878	Ambos	Ocasional
	Pseudococcidae	<i>Planococcus citri</i> (Risso, 1813)	Ambos	Secundario
Trombidiformes	Tetranychidae	<i>Eutetranychus orientalis</i> (Klein, 1936)	Ambos	Clave (No confirmado debido reciente introducción península ibérica) (IVIA, 2022b)
	Tetranychidae	<i>Tetranychus urticae</i> Koch, 1836	Ambos	Clave
Diptera	Tephritidae	<i>Ceratitis capitata</i> (Wiedemann, 1824)	Algabarrilla	Clave
Lepidoptera	Gracillariidae	<i>Phyllocnistis citrella</i> Stainton, 1856	Ambos	Secundario

Tabla 2: Catálogo de artropofauna auxiliar observados en ambas fincas durante los muestreos.

Catálogo de artropofauna auxiliar				
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE	FINCA	PAPEL COMO E.N.
Araneae	Araneidae	<i>Argiope</i> sp. Audouin, 1826	Ambos	Depredador
	Araneidae	<i>Cyrtophora citricola</i> (Forskål, 1775)	El Cerro	Depredador
	Salticidae	Salticidae 1. Blackwall, 1841	Ambos	Depredador
	Sparassidae	Sparassidae 1. Bertkau, 1872	Ambos	Depredador
	Thomisidae	Thomisidae 1. Sundevall, 1833	El Cerro	Depredador
	-	Arácnido 1.	Ambos	Depredador
Hymenoptera	Braconidae	<i>Aphidius</i> sp. Nees von Esenbeck, 1818	Ambos	Parasitoide
	Braconidae	<i>Praon</i> sp. Haliday, 1833	El Cerro	Parasitoide
	Encyrtidae	<i>Anagyrus pseudococci</i> (Girault, 1915)	Ambos	Parasitoide
	Encyrtidae	<i>Leptomastidea abnormis</i> (Girault, 1915)	Ambos	Parasitoide
	Encyrtidae	Encyrtidae 1. Walker, 1837	El Cerro	Parasitoide
Diptera	Cecidomyiidae	<i>Aphidoletes aphidimyza</i> (Rondani, 1847)	El Cerro	Depredador
	Muscidae	<i>Coenosia</i> sp. Meigen, 1826	Ambos	Depredador
	Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)	El Cerro	Depredador
	Syrphidae	<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)	El Cerro	Depredador
	Syrphidae	<i>Sphaerophoria</i> sp. Le Peletier & Serville, 1828	El Cerro	Depredador
Coleoptera	Coccinellidae	<i>Cryptolaemus montrouzieri</i> Mulsant, 1853	El Cerro	Depredador
	Coccinellidae	<i>Rodolia cardinalis</i> (Mulsant, 1850)	El Cerro	Depredador
	Coccinellidae	<i>Scymnus</i> sp. (Kugelann, 1794)	Ambos	Depredador
	Coccinellidae	<i>Stethorus punctillum</i> Weise, 1891	El Cerro	Depredador
Neuroptera	Chrysopidae	<i>Chrysoperla</i> sp. Steinmann, 1964	Ambos	Depredador
	Coniopterygidae	<i>Conwentzia psociformis</i> (Curtis, 1834)	Ambos	Depredador
	Myrmeleontidae	Myrmeleontidae 1. Latreille, 1803	El Cerro	Depredador

## 6.2. CURVA DE ESPECIES ACUMULADAS, COMPLETITUD Y COBERTURA DE MUESTREO.

Observando la gráfica y la tabla correspondiente de la figura 7, se puede observar que la riqueza de plagas estimada es de  $19,94 \approx 20$  taxones para “El Cerro” (IC: 12,98 – 76,37), y de  $20,94 \approx 21$  taxones para “Algabarrilla”, ambos con un valor de error estándar de 11,58. Por último, se puede observar que los intervalos de confianza prácticamente solapan por completo.

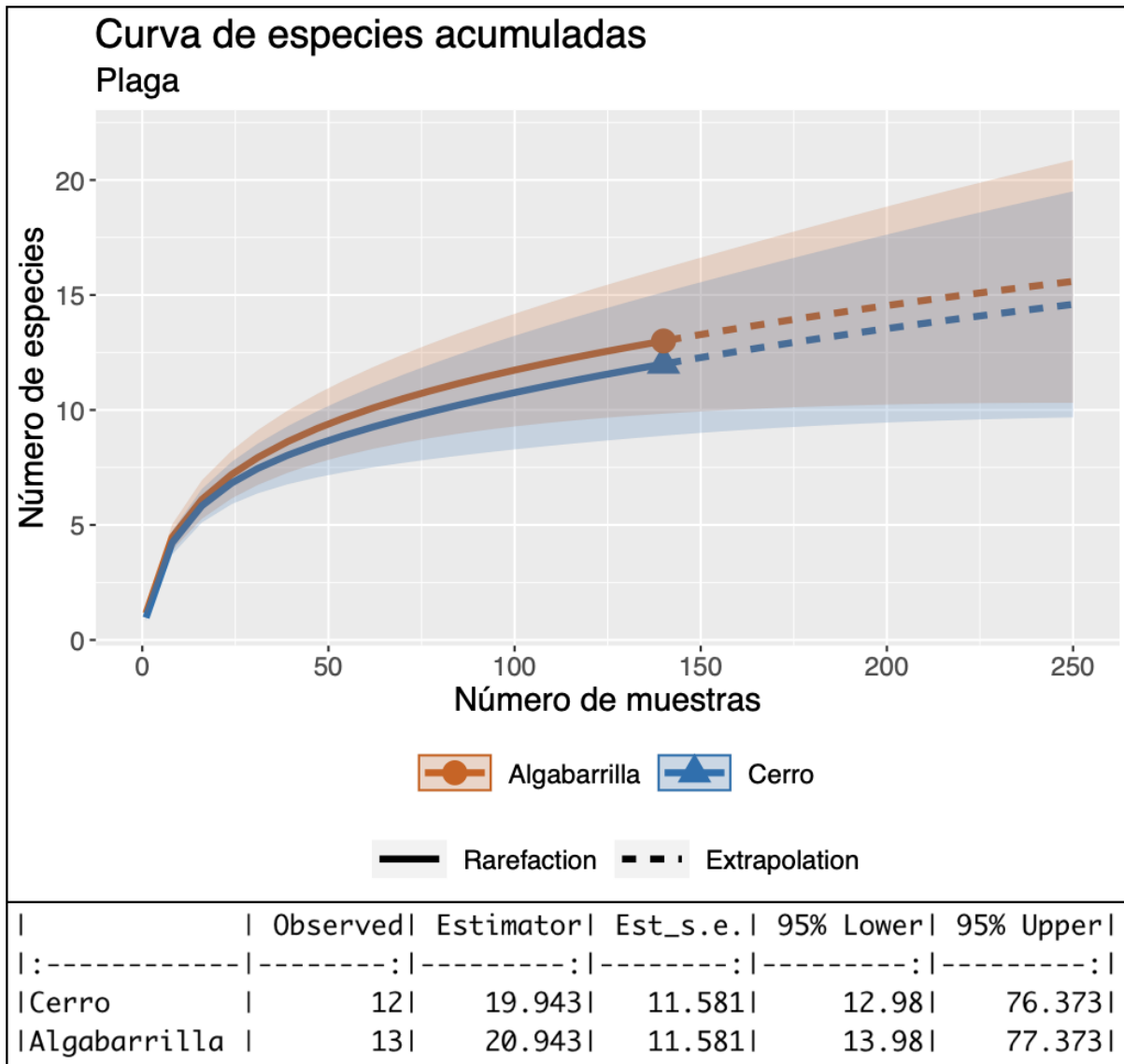


Figura 7: Curva de especies plagas acumuladas para ambas fincas.

El porcentaje de completitud calculado de los catálogos de plagas arroja valores de 60,17% para “El Cerro” y de 62,07% para “Algabarrilla”.

El número de muestras necesarias para encontrar un taxón de plaga más ha sido el siguiente:

- “El Cerro”:

*Nº de muestras adicionales =*

$$= \left( \frac{\log \left[ 1 - \frac{140}{(140 - 1)} \frac{2(1)}{4^2} (13 - 12) \right]}{\log \left[ 1 - \frac{2(1)}{(140 - 1)4 + 2(1)} \right]} \right) =$$

$$= 37,4748279 \text{ muestras} \approx$$

$$\approx 38 \text{ muestras} \approx 4 \text{ semanas}$$

- “Algabarrilla”:

*Nº de muestras adicionales =*

$$= \left( \frac{\log \left[ 1 - \frac{140}{(140 - 1)} \frac{2(1)}{4^2} (14 - 13) \right]}{\log \left[ 1 - \frac{2(1)}{(140 - 1)4 + 2(1)} \right]} \right) =$$

$$= 37,4748279 \text{ muestras} \approx$$

$$\approx 38 \text{ muestras} \approx 4 \text{ semanas}$$

En la figura 8 se puede observar que se ha obtenido una cobertura del muestreo de plagas de  $0,9704766 \approx 97,05\%$  para “El Cerro” y un  $0,9753971 \approx 97,54\%$  para “Algabarrilla”.

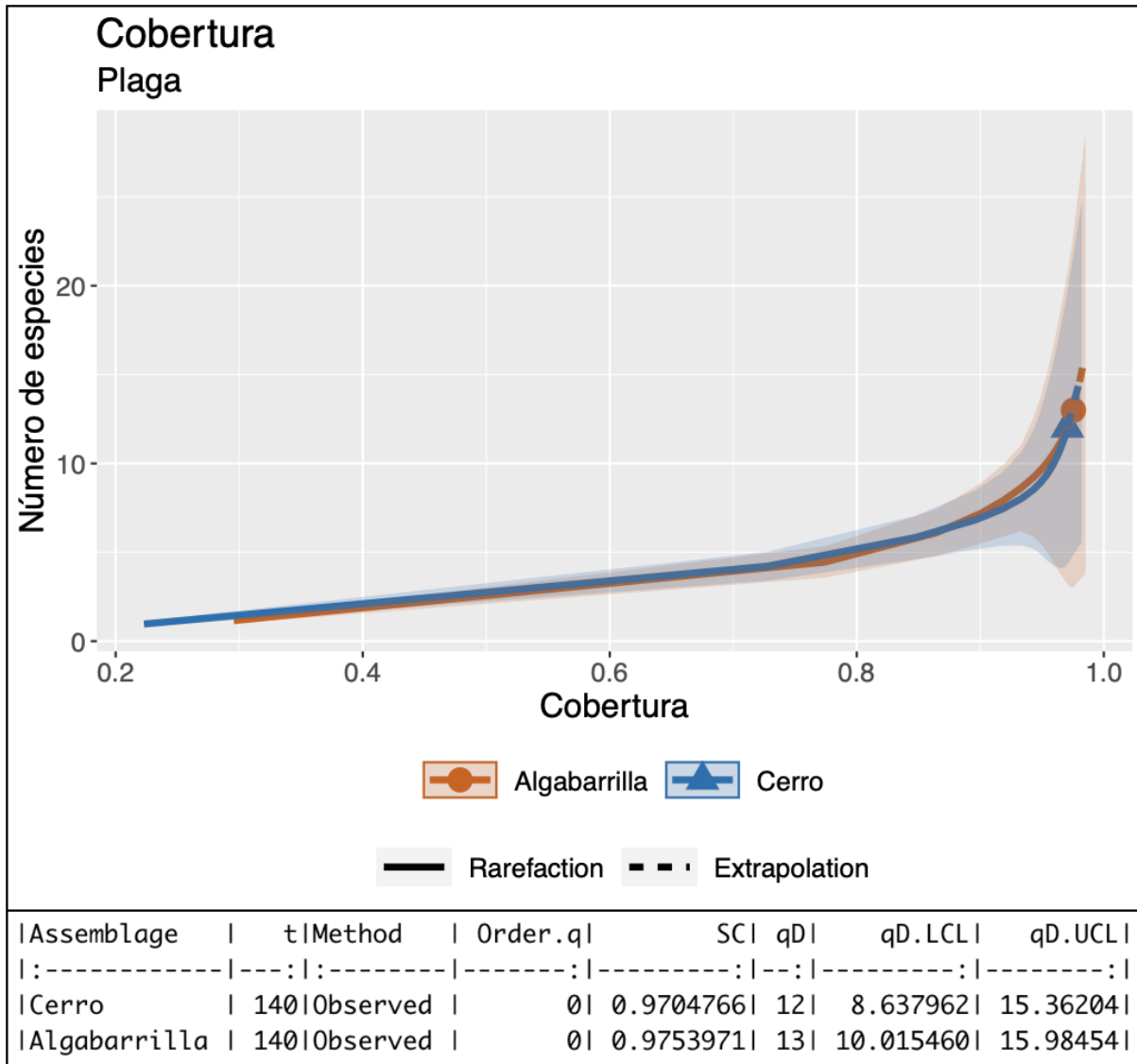


Figura 8: Cobertura de muestreo de plagas para ambas fincas.

La tabla 3 refleja el número de especies (riqueza) a una misma cobertura de muestreo de plagas (0,95 = 95%) observándose que para “El Cerro” se estima que hay 8,356301  $\approx$  9 taxones (IC: 5,14– 11,57), y que para “Algabarrilla” hay 9,023506  $\approx$  10 taxones (IC: 6,14 – 11,91).

Tabla 3: Riqueza de plagas estimada de “El Cerro” y “Algabarrilla” a un mismo valor de cobertura de muestreo (0,95).

ARTROPOFAUNA PLAGA							
Assemblage	t	Method	Order.q	SCI	qD	qD.LCL	qD.UCL
Cerro	44.33562	Rarefaction	0	0.95	8.356301	5.144496	11.56811
Algabarrilla	44.45079	Rarefaction	0	0.95	9.023506	6.138964	11.90805

Si observamos la gráfica y tabla correspondiente de la figura 9, se aprecia que para “El Cerro” hay una riqueza estimada de enemigos naturales de  $33,59 \approx 34$  taxones, con un error estándar de 10,20 (IC: 25,16 – 74,82), y para “Algabarrilla” hay  $11,496 \approx 12$  taxones con un error estándar de 1,315 (IC: 11,03 – 19,39).

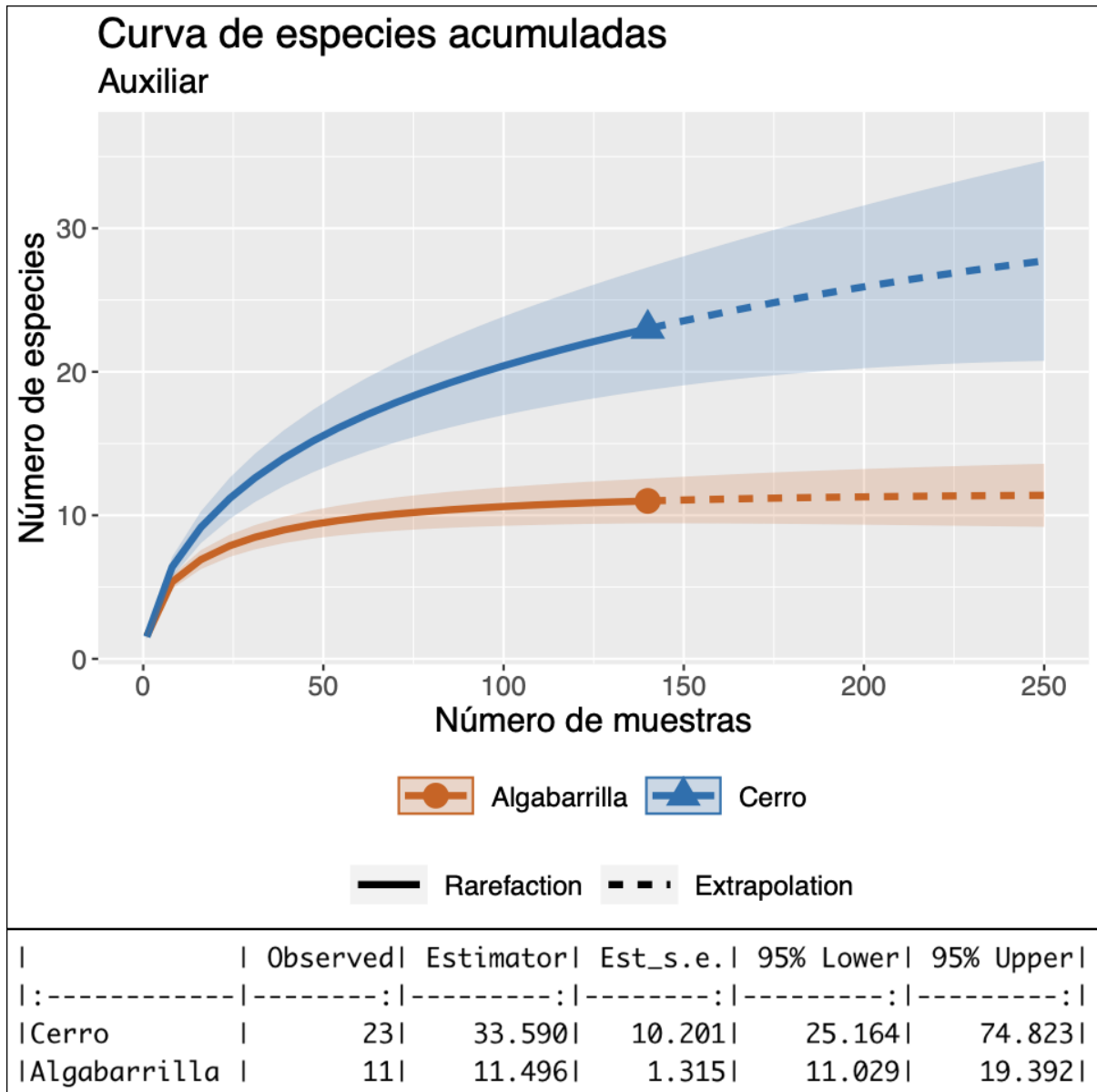


Figura 9: Curva de taxones de enemigos naturales acumuladas para ambas fincas.

El porcentaje de completitud calculado de los catálogos de enemigos naturales para “El Cerro” es 68,47% y para “Algabarrilla” 95,69%.



A la hora de calcular el número de muestras necesarias para encontrar un taxón de enemigo natural más se han obtenido los siguientes resultados:

- “El Cerro”:

*Nº de muestras adicionales =*

$$= \left( \frac{\log \left[ 1 - \frac{140}{(140 - 1)} \frac{2(3)}{8^2} (24 - 23) \right]}{\log \left[ 1 - \frac{2(3)}{(140 - 1)8 + 2(3)} \right]} \right) =$$

$$= 18,431757 \text{ muestras} \approx$$

$$\approx 19 \text{ muestras} \approx 2 \text{ semanas}$$

- “Algabarrilla”:

*Nº de muestras adicionales =*

$$= \left( \frac{\log \left[ 1 - \frac{140}{(140 - 1)} \frac{2(1)}{1^2} (12 - 11) \right]}{\log \left[ 1 - \frac{2(1)}{(140 - 1)1 + 2(1)} \right]} \right) =$$

$$= \infty \text{ muestras}$$

En la figura 10 se puede observar que para “El Cerro” se ha obtenido una cobertura de muestreo de enemigos naturales de  $0,9629904 \approx 96,3\%$  y para “Algabarrilla” un  $0,9955594 \approx 99,56\%$ .

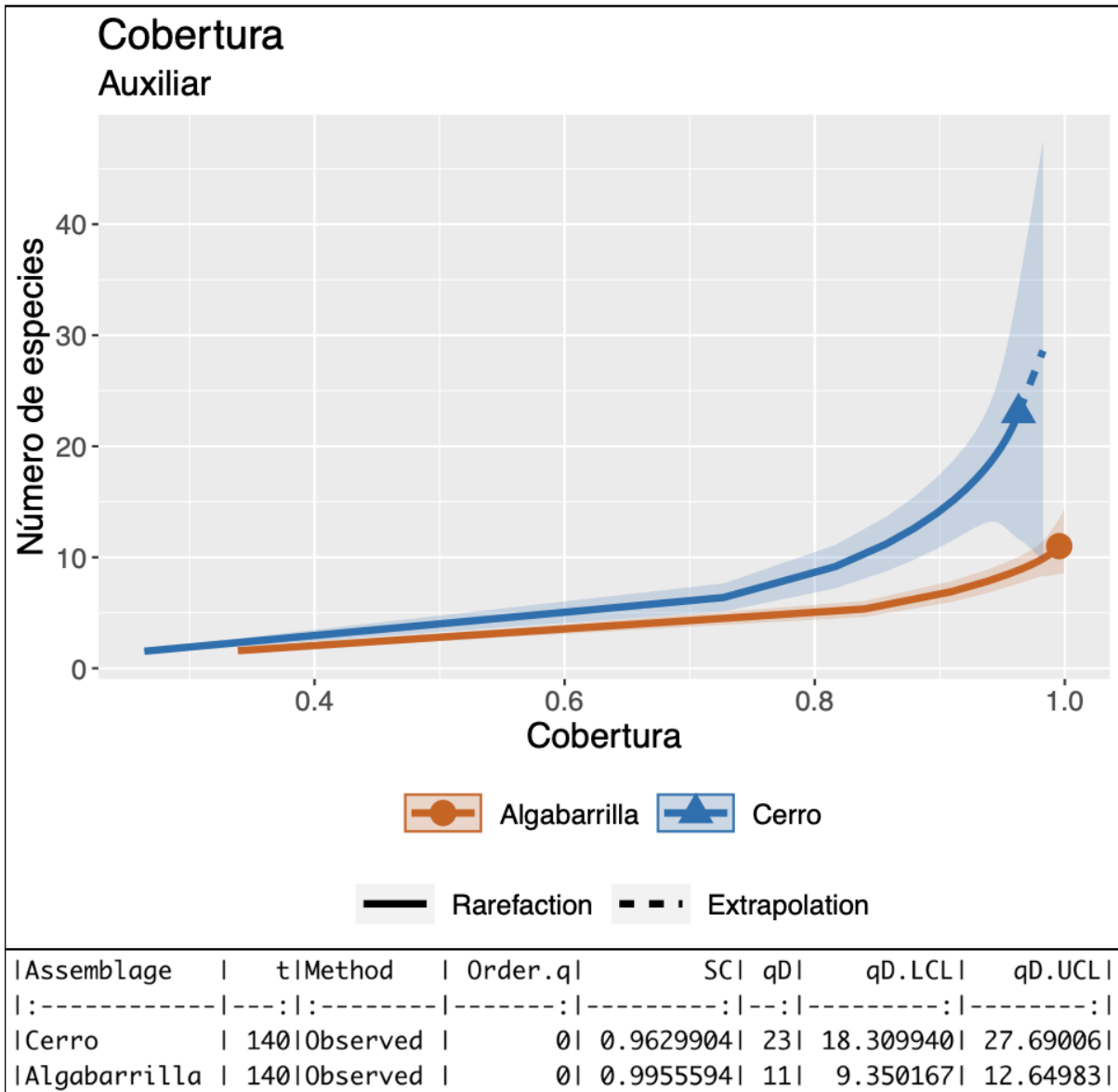


Figura 10: Cobertura de muestreo de auxiliares para ambas fincas.

En la tabla 4 se observa la riqueza de enemigos naturales para una misma cobertura de muestreo (0,95 = 95%) que para “El Cerro” es de 18,484241  $\approx$  19 taxones estimados (IC: 13,11 – 23,86), y para “Algabarrilla” es de 7,906021  $\approx$  8 taxones estimados (IC: 6,94 – 8,87).

Tabla 4: Riqueza de enemigos naturales estimada de “El Cerro” y “Algabarrilla” a un mismo valor de cobertura de muestreo (0,95).

ARTROPOFAUNA AUXILIAR							
Assemblage	t	Method	Order.q	SCI	qD	qD.LCL	qD.UCL
Cerro	76.63815	Rarefaction	0	0.95	18.484241	13.111961	23.856522
Algabarrilla	24.31335	Rarefaction	0	0.95	7.906021	6.942274	8.869767

### 6.3. SIMILITUD – SØRENSEN-DICE:

En la figura 11 se pueden observar los valores de similitud de Sørensen-Dice para los enemigos naturales y para las plagas comparando “Algabarrilla” con “El Cerro”. El coeficiente de Sørensen-Dice para los enemigos naturales arrojó un valor de 0,65. Por otro lado, cuando se han comparado las plagas se obtuvo una similitud de Sørensen-Dice de 0,96.

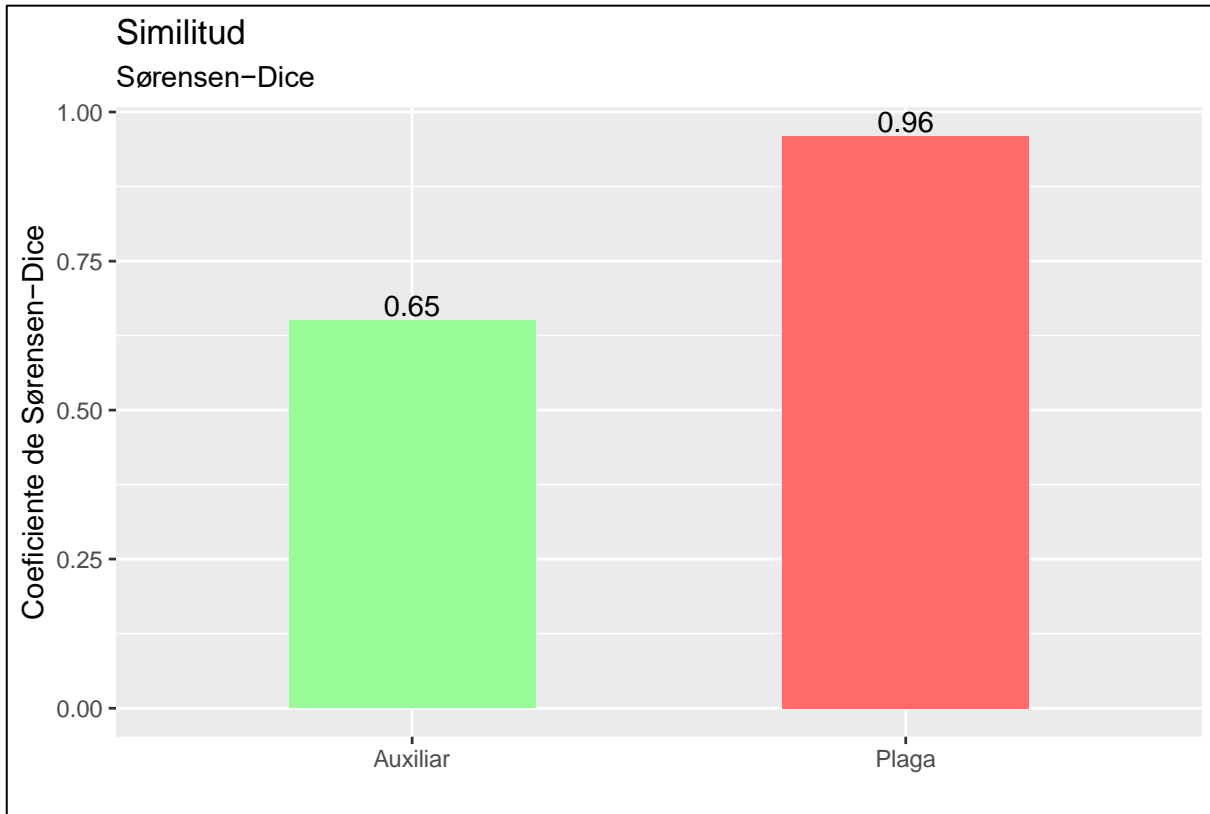


Figura 11: Similitud de Sørensen-Dice comparando auxiliares de “Algabarrilla” con “El Cerro” en la barra de la izquierda y comparando plagas de “Algabarrilla” con “El Cerro” en la barra de la derecha.

### 6.4. ÍNDICE DE SHANNON-WIENER:

En la figura 12 se puede observar el índice de Shannon-Wiener de enemigos naturales de todo el periodo de muestreo, tanto para “El Cerro” como “Algabarrilla”. Para “Algabarrilla” se ha obtenido un valor de 1,58 (IC: 1,48 – 1,67). Por otro lado, para “El Cerro” se ha obtenido un valor de 1,93 (IC: 1,78 – 2,09).

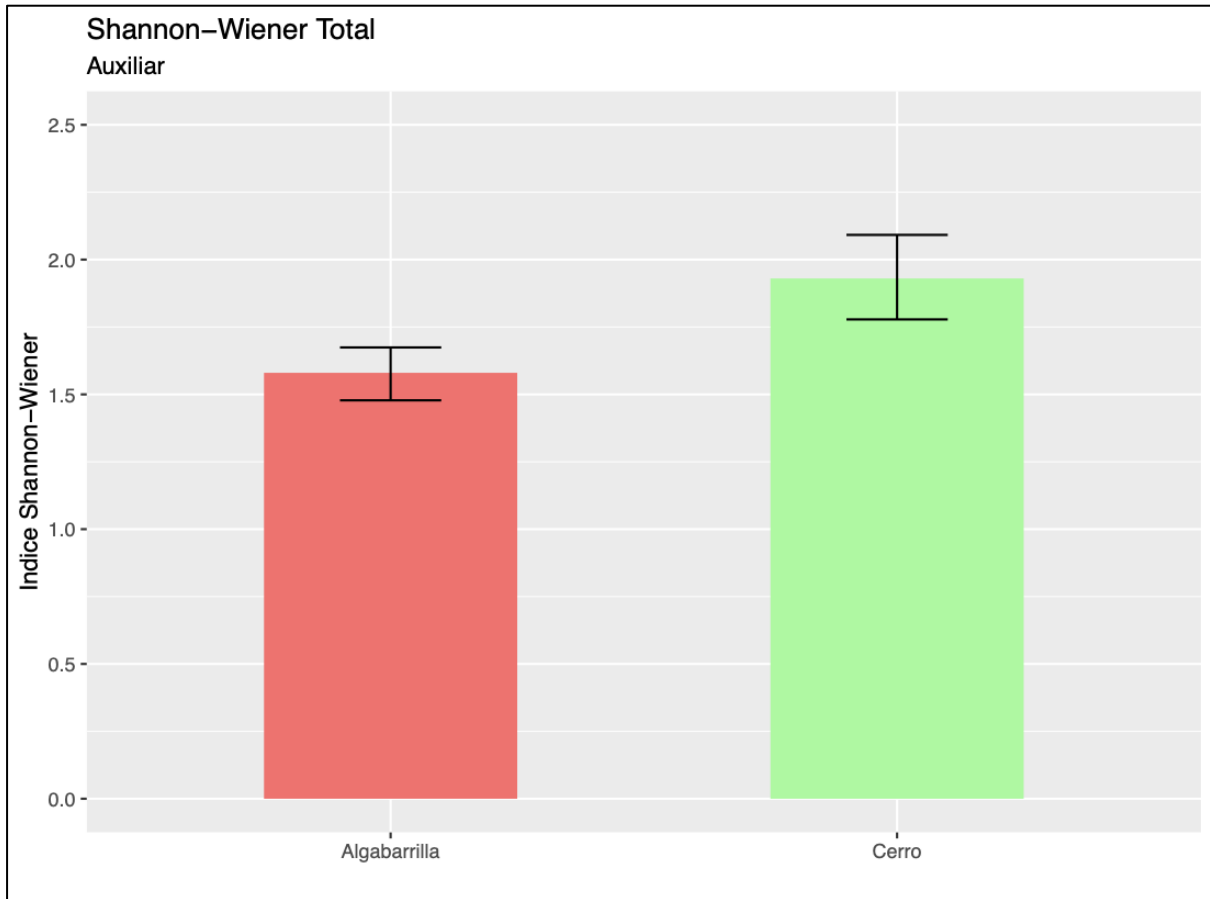


Figura 12: Índices de Shannon-Wiener de auxiliares totales con IC del 95%.

En la figura 13 se observan los resultados obtenidos del índice de Shannon-Wiener para las plagas que arrojan un valor de 1,36 (IC: 1,25 – 1,47) para “Algabarrilla” y de 1,70 (IC: 1,57 – 1,83) para “El Cerro”.

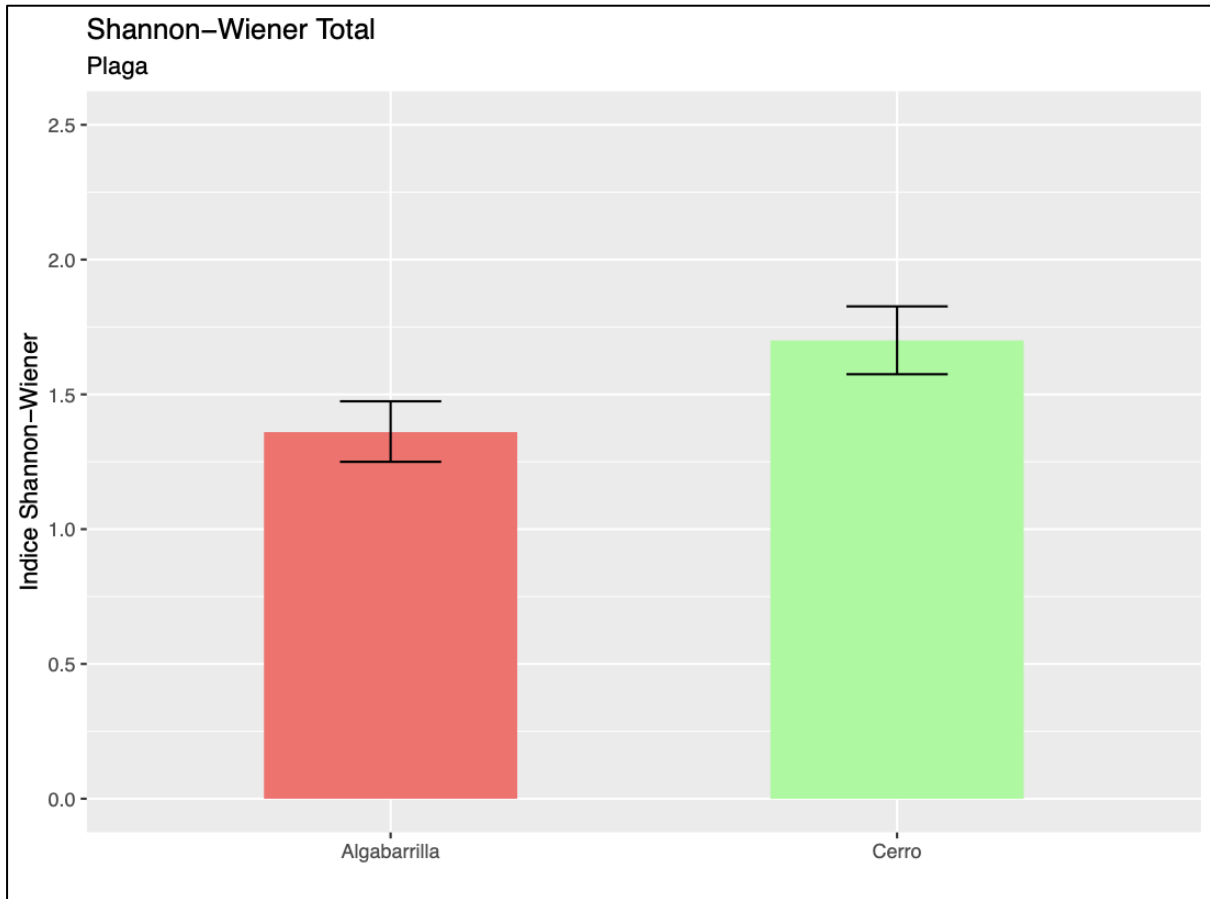


Figura 13: Índices de Shannon-Wiener de plagas totales con IC del 95%.

### 6.5. ÍNDICE DE EQUIDAD DE PIELOU Y ABUNDANCIAS:

En la figura 14 se pueden ver los índices de equidad de Pielou de los enemigos naturales que para “El Cerro” es de 0,62 (IC: 0,57 – 0,67) y para “Algabarrilla” de 0,66 (IC: 0,62 – 0,70).

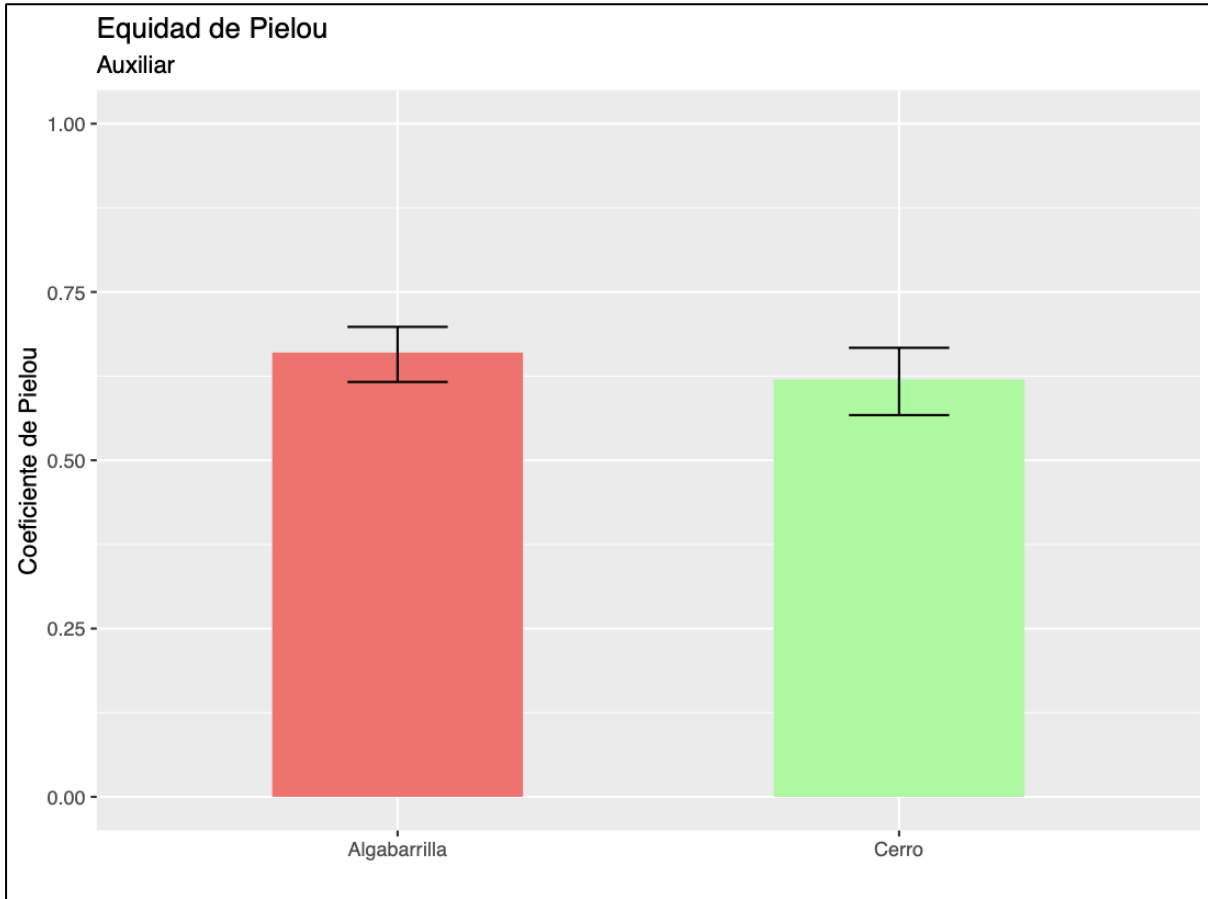
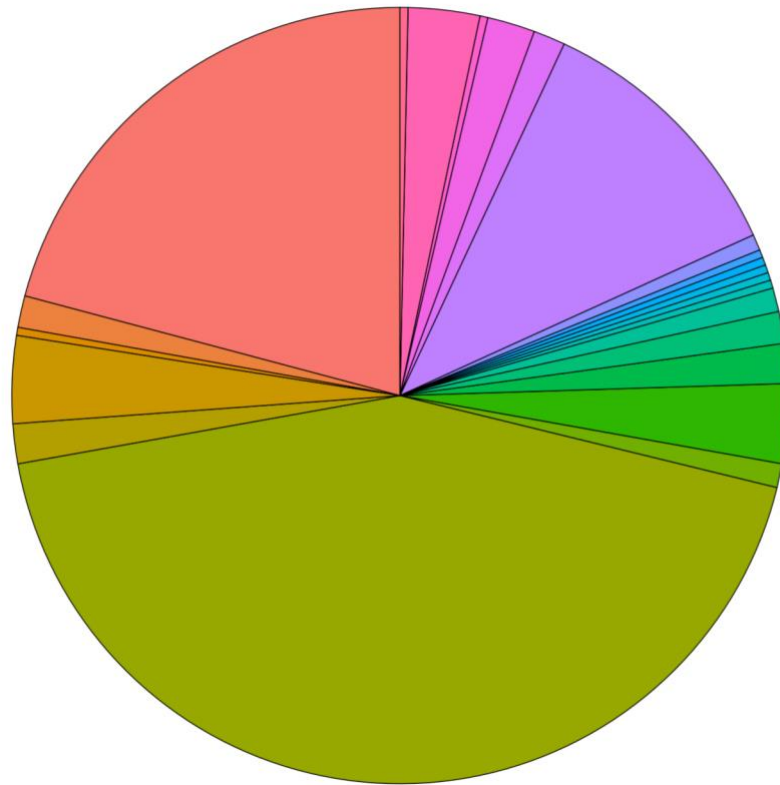


Figura 14: Índices de equidad de Pielou de auxiliares en ambas fincas.

Las figuras 15 y 16 muestran qué taxón de enemigo natural fue más abundante en “El Cerro” y “Algabarrilla”, respectivamente. De este modo, se ve que el taxón más abundante en “El Cerro” fue *Chrysoperla* sp. Steinmann, 1964 (Neuroptera, Chrysopidae) (43,38%), y en “Algabarrilla” fue *Anagyrus pseudococci* (Girault, 1915) (Hymenoptera, Encyrtidae) (35,91%).

## Abundancias auxiliares Cerro



### Taxones
























	<i>Anagyrus pseudococci</i>	20,86%		<i>Eupeodes corollae</i>	0,33%
	<i>Aphidius</i> sp.	1,32%		<i>Leptomastidea abnormis</i>	0,33%
	<i>Aphidoletes aphidimyza</i>	0,33%		Myrmeleontidae	0,33%
	Arácnido 1.	3,64%		<i>Praon</i> sp.	0,33%
	<i>Argiope</i> sp.	1,66%		<i>Rodolia cardinalis</i>	0,66%
	<i>Chrysoperla</i> sp.	43,38%		Salticidae	11,26%
	<i>Coenosia</i> sp.	0,99%		<i>Scymnus</i> sp.	1,32%
	<i>Conwentzia psociformis</i>	3,31%		Sparassidae	1,99%
	<i>Cryptolaemus montrouzieri</i>	1,66%		<i>Sphaerophoria</i> sp.	0,33%
	<i>Cyrtophora citricola</i>	1,32%		<i>Stethorus punctillum</i>	2,98%
	Encyrtidae 1.	0,99%		Thomisidae	0,33%
	<i>Episyrrhus balteatus</i>	0,33%			

Figura 15: Abundancias proporcionales de fauna auxiliar en "El Cerro".

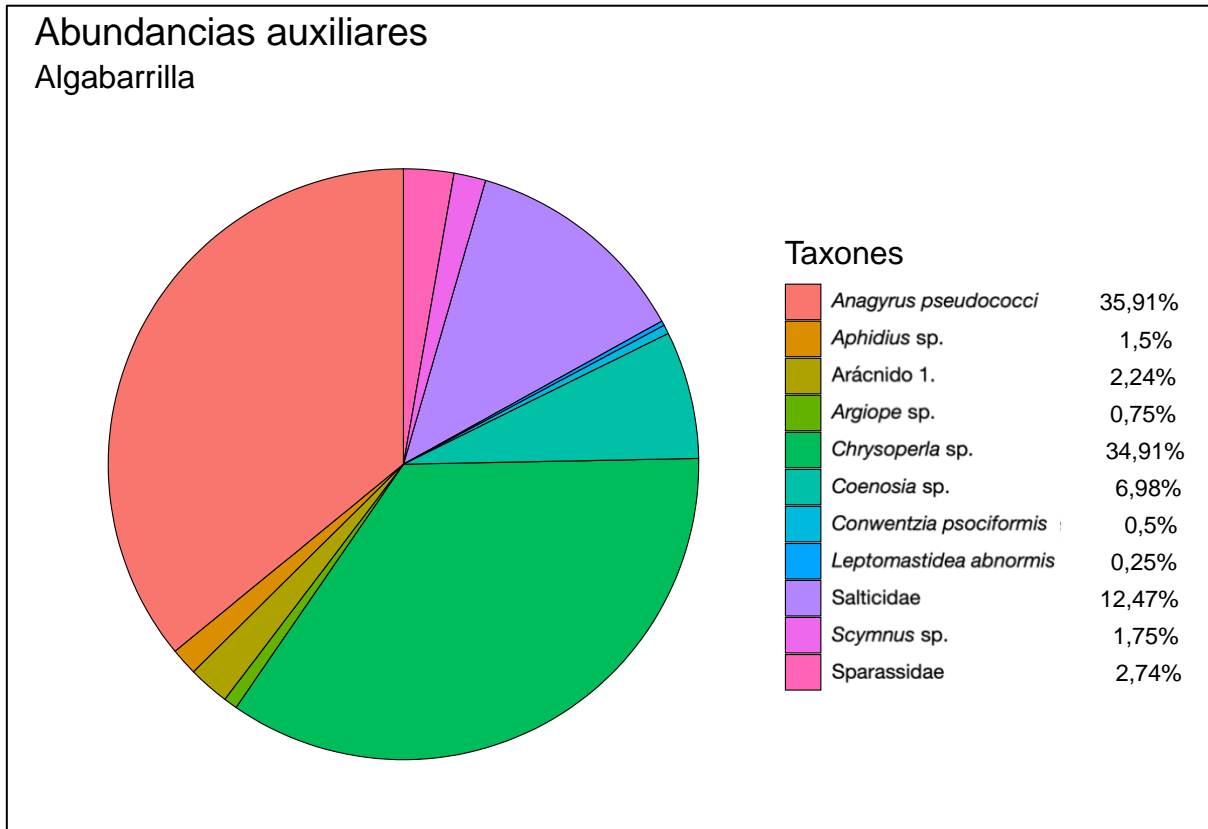


Figura 16: Abundancias proporcionales de fauna auxiliar en “Algabarrilla”.

En la figura 17 se representa el índice de equidad de Pielou para las comunidades de plagas cuyos valores son de 0,68 (IC: 0,63 – 0,74) para “El Cerro” y 0,53 (IC: 0,49 – 0,57) para “Algabarrilla”.



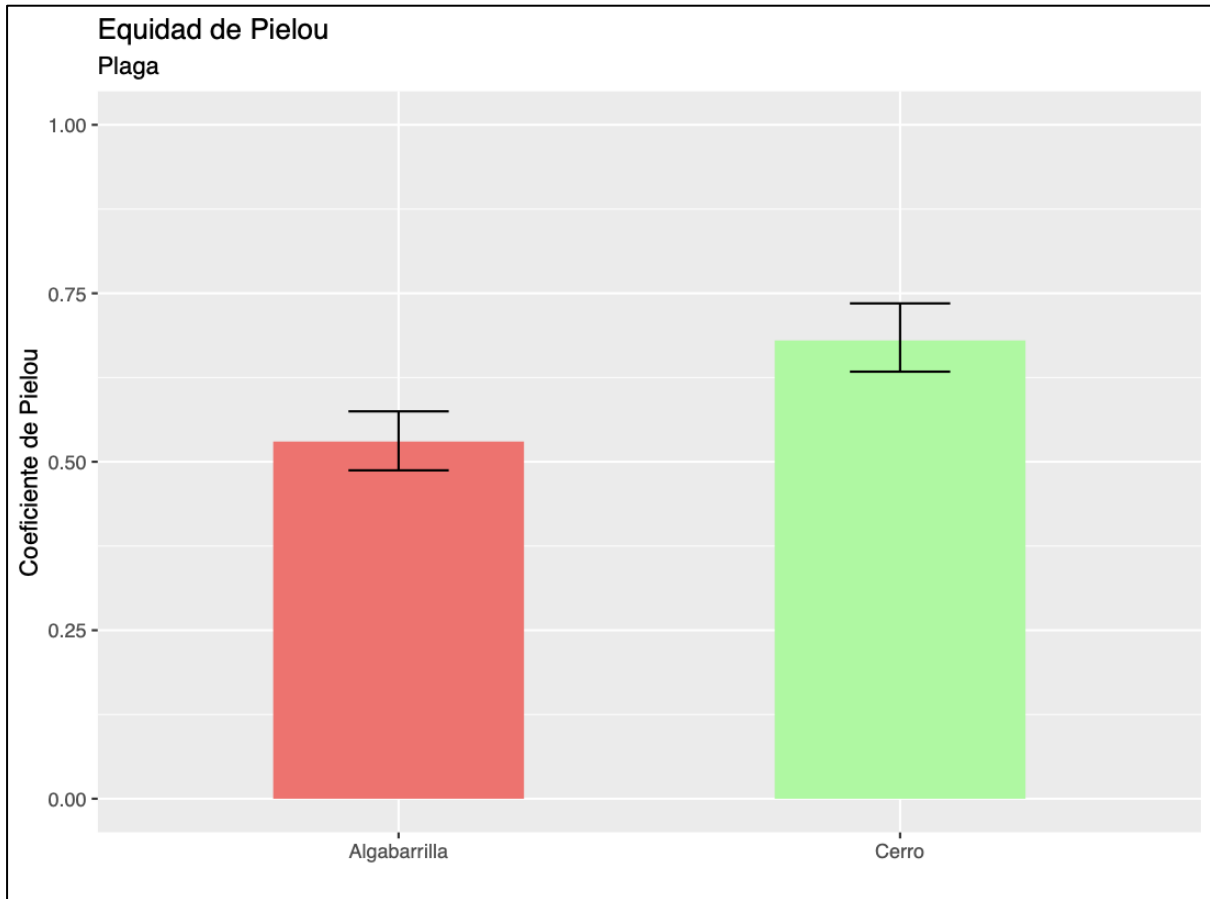


Figura 17: Índices de equidad de Pielou de plagas en ambas fincas.

Observando los gráficos circulares, en este caso de las plagas, de “El Cerro” (Figura 18) y “Algabarrilla” (Figura 19), se puede comprobar que para ambos la especie más abundante fue *Planococcus citri* (Risso, 1813) (Hemiptera, Pseudococcidae) (“El Cerro” – 40,44%; “Algabarrilla” – 54,05%).

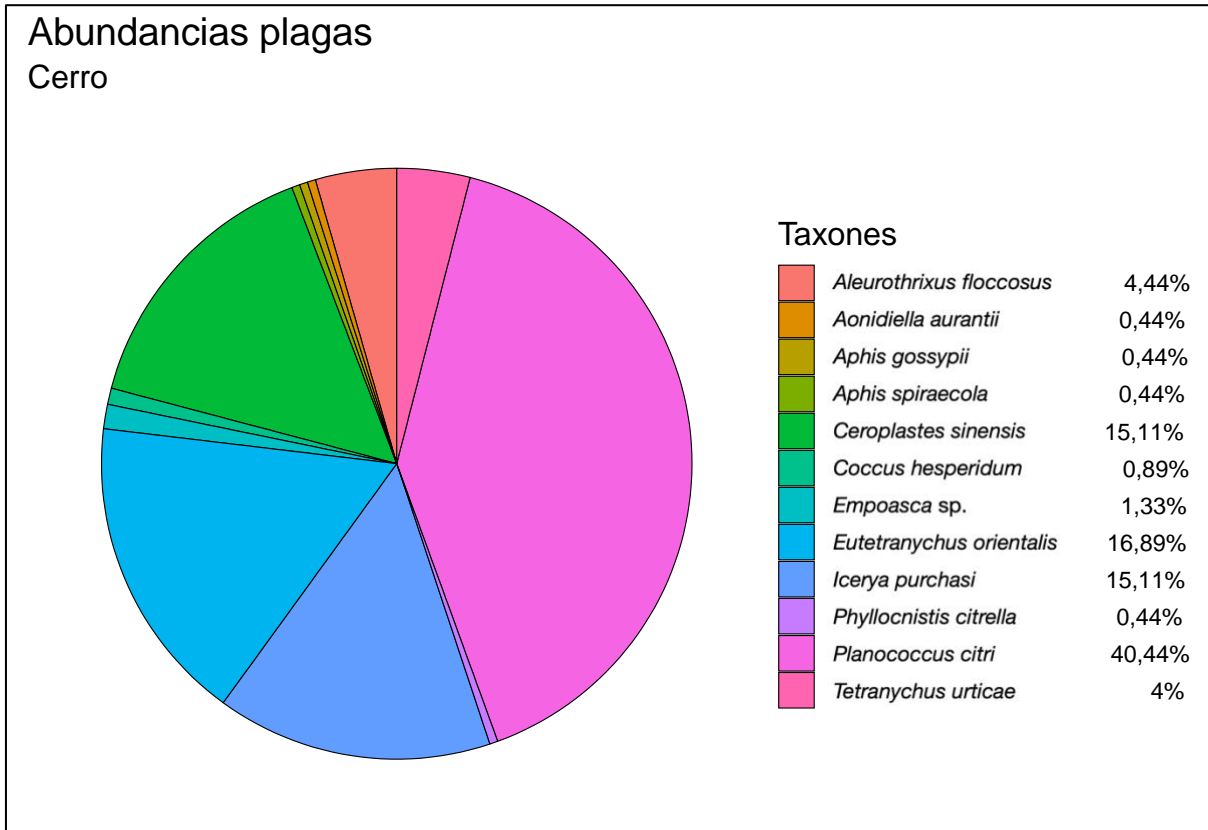


Figura 18: Abundancias proporcionales de fauna plaga en "El Cerro".

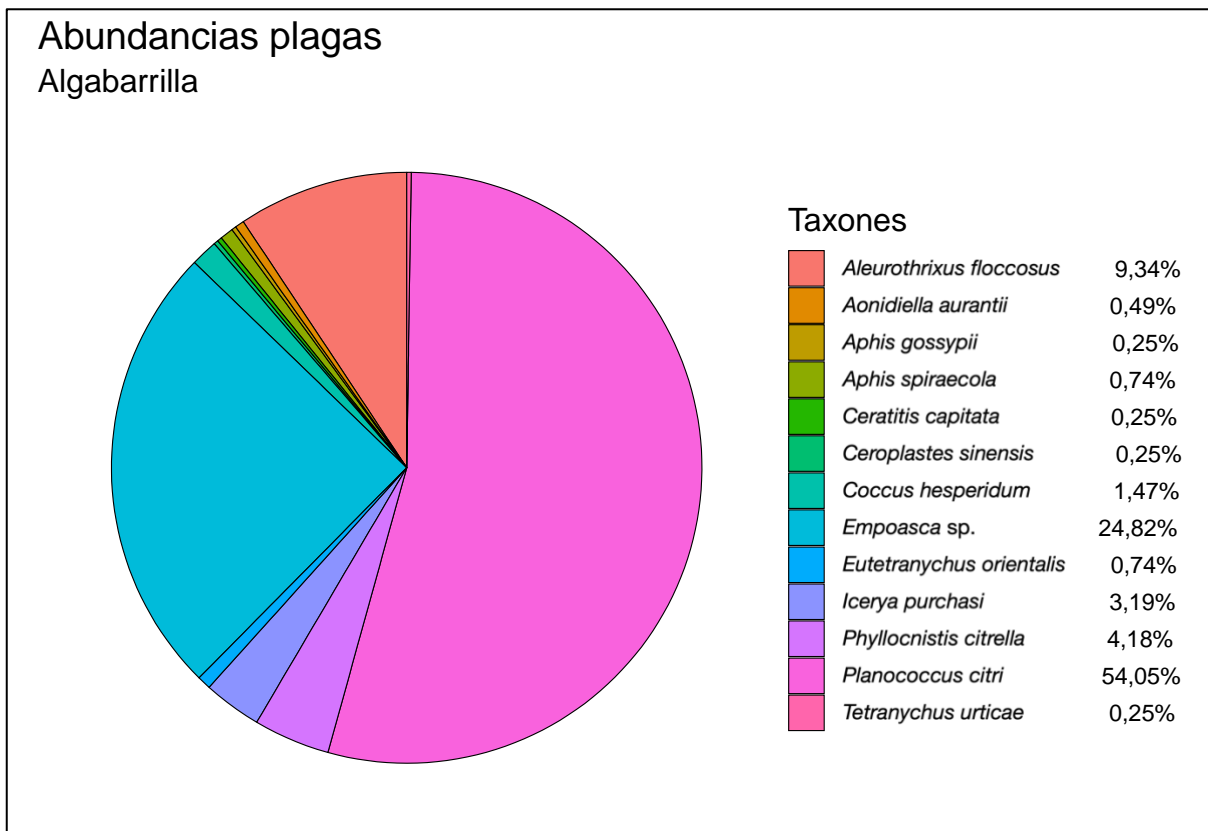


Figura 19: Abundancias proporcionales de fauna plaga en "Algabarrilla".

## 6.6. UMBRALES DE TRATAMIENTO:

En la figura 20 se pueden observar las plagas que, en “Algabarrilla”, llegaron a alcanzar el umbral 2, formando poblaciones no-esporádicas. Concretamente fueron 4 taxones: *Aleurothrixus floccosus* Maskell, 1896 (Hemiptera, Aleyrodidae), *Empoasca* sp. Walsh, 1862 (Hemiptera, Cicadellidae), *Phyllocnistis citrella* Stainton, 1856 (Lepidoptera, Gracillariidae) y *Planococcus citri*, llegando los últimos 3 taxones al umbral de intervención (umbral 3).

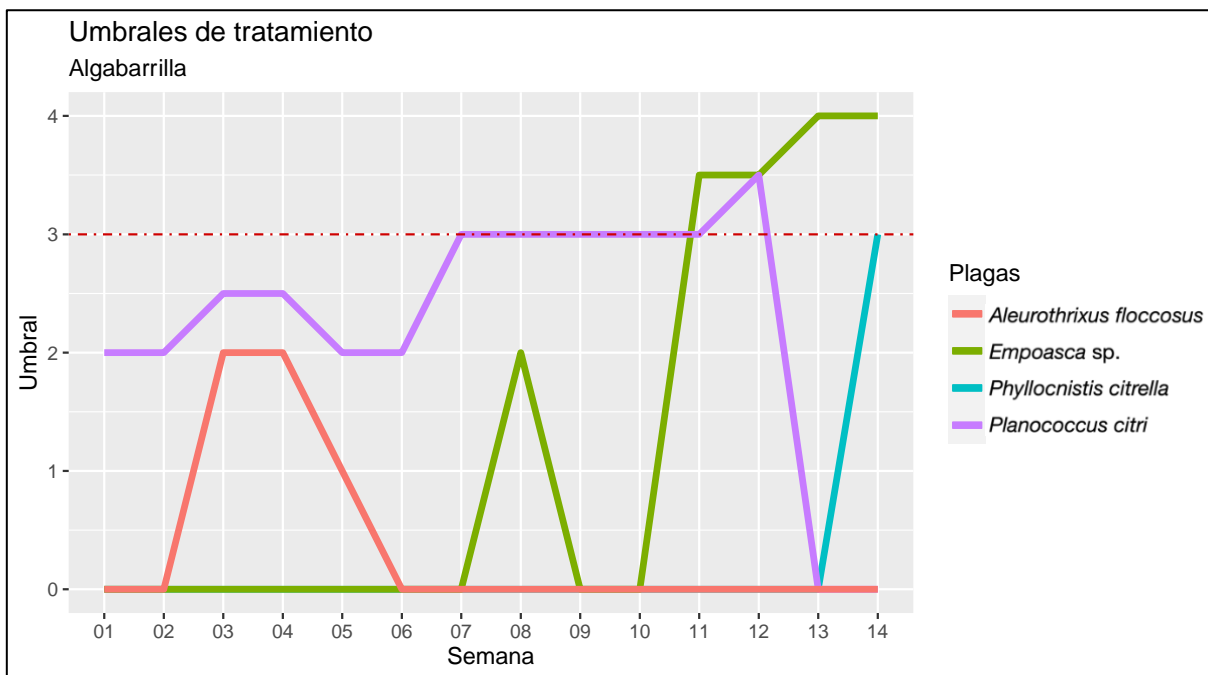


Figura 20: Umbrales de tratamiento observados durante las 14 semanas de muestreo en “Algabarrilla”.

En el caso de “El Cerro”, en la figura 21 se ve que únicamente *Eutetranychus orientalis* (Klein, 1936) (Trombidiformes, Tetranychidae) y *Planococcus citri* llegaron a alcanzar el umbral 2, no llegando nunca al umbral de intervención.

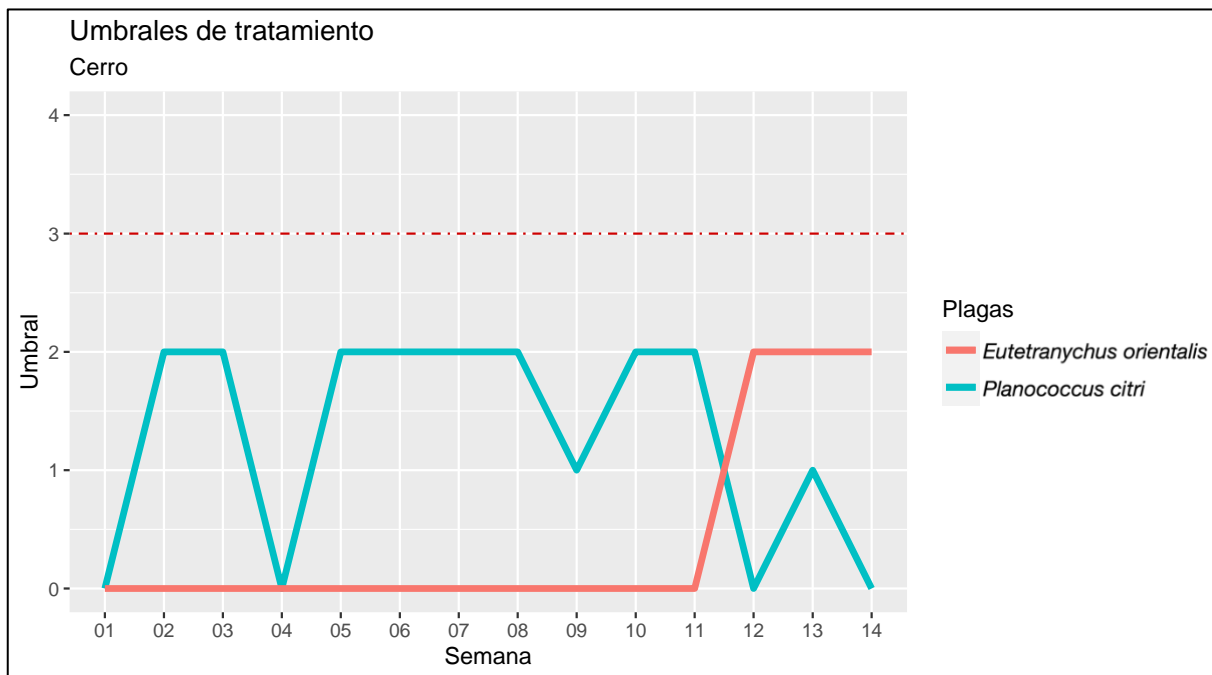


Figura 21: Umbrales de tratamiento observados durante las 14 semanas de muestreo en “El Cerro”.

## 7. DISCUSIÓN

En este trabajo se ha recopilado y luego comparado la biodiversidad existente en dos fincas de cítricos, una manejada de manera sostenible y otra de manera convencional. Se ha podido confirmar que en el catálogo de plagas el orden predominante fue Hemiptera (69,23%), algo que era esperado ya que de los 118 taxones de artrópodos plaga que afectan a los cítricos casi el 50% (66 taxones) pertenecen a este orden (Franco, *et al.*, 2006). Sin embargo, en el catálogo de enemigos naturales se observa que no hay un orden predominante, pero sí que hay una mayor riqueza de depredadores (78,26%) que de parasitoides (21,74%), resultado similar al de Smaili, *et al.* (2020), que encontraron un 72,38% y 27,61% de depredadores y parasitoides nativos, respectivamente.

Los resultados de las curvas de especies acumuladas (Figura 9) muestran que, como se esperaba, hay una diferencia importante entre la riqueza de los taxones de enemigos naturales de “El Cerro” y “Algabarrilla”, de modo que “El Cerro” tiene un número significativamente mayor de taxones que “Algabarrilla”. Además, la curva de acumulación de “El Cerro” tiene una tendencia creciente mientras que la curva de “Algabarrilla” parece estar llegando a su asíntota, pudiéndose interpretar que se esperan encontrar más especies en “El Cerro”, mientras que en “Algabarrilla” no. Esto último queda demostrado en la figura 10 donde “Algabarrilla”

con una cobertura de muestreo de 99,56% carece de curva de extrapolación y se necesitarían infinitas muestras más para encontrar una nueva especie, mientras que “El Cerro” tiene una cobertura de 96,3 % y harían falta aproximadamente 19 muestras más para encontrar una especie nueva. Cuando observamos el porcentaje de completitud del catálogo, de nuevo se puede ver que aún se esperan encontrar especies en “El Cerro” (68,47% completitud), mientras que el catálogo de “Algabarrilla” es prácticamente completo (95,69% completitud), ya que en ambos casos el porcentaje de completitud es  $\geq 60\%$ , se puede considerar suficientemente completo para poder hacer comparaciones (Troia y McManamay, 2016). Por último, cuando comparamos la riqueza de ambas fincas a una misma cobertura de muestreo (0,95), tal y como recomiendan Chao y Jost (2012) y Chao *et al.* (2020), se puede ver que la diferencia de riqueza es significativa ya que no solapan los intervalos de confianza (“El Cerro”: 13,11 – 23,86; “Algabarrilla”: 6,94 – 8,87).

Estos resultados, que indican que el aumento de biodiversidad fomenta la riqueza de enemigos naturales, se han observado previamente en múltiples artículos como Dassou y Tixier (2016), Zalazar y Salvo (2007), Bianchi *et al.* (2006), Chaplin-Kramer *et al.* (2011), Thomas *et al.* (2002) y un largo etcétera.

Sin embargo, analizando los resultados de la curva de especies acumuladas de plagas de ambas fincas (Figura 7) estos no concuerdan con nuestra segunda hipótesis, ya que no hay una disminución de la riqueza de plagas en “El Cerro” frente “Algabarrilla” como se esperaba, de hecho, las diferencias no son significativas ya que tanto las curvas como sus intervalos de confianza prácticamente solapan, algo que no concuerda con la conclusión general de Boisclair y Estevez (2006), que decían que un aumento de biodiversidad en el cultivo suponía una disminución de plagas. Esta semejanza de la comunidad de plagas también se ve reflejado en el cálculo de la completitud (“El Cerro” – 60,17%; “Algabarrilla” – 62,07%) y la cobertura de muestreo (“El Cerro” – 97,05%; “Algabarrilla” – 97,54%) (Figura 8). Además, ambas fincas necesitarían el mismo número de muestras para encontrar una especie de plaga más (38 muestras). Cuando finalmente se compara la riqueza a un mismo valor de cobertura (0,95), se vuelve a observar que no existe una diferencia estadísticamente significativa entre ambas fincas, ya que los intervalos de confianza solapan ampliamente (“El Cerro”: 5,14 – 11,57; “Algabarrilla”: 6,14 – 11,91). Este hecho podría deberse a que el aumento de biodiversidad esté proporcionando refugios para las plagas viéndose fomentada su supervivencia (Mhlanga, *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2012).

El análisis de los coeficientes de similitud muestra que la similitud de enemigos naturales entre ambas fincas es más baja (0,65 – 65%) que la similitud de plagas (0,96 – 96%),

esto se debe a que las fincas no comparten un elevado número de taxones de enemigos naturales, mientras que, el número y la identidad de los taxones de plagas son casi idénticas (Figura 11).

En la figura 12 se puede observar una diferencia estadísticamente significativa (no solapan los IC) entre el valor del índice de Shannon-Wiener de la diversidad de enemigos naturales para “El Cerro” ( $H = 1,93$ ) y “Algabarrilla” ( $H = 1,58$ ). En la figura 13 se observa que “El Cerro” ( $H = 1,70$ ) presenta un índice de Shannon-Wiener de la comunidad de plagas significativamente mayor que “Algabarrilla” con ( $H = 1,36$ ). Esta mayor biodiversidad de enemigos naturales y plagas en un cultivo con mayor biodiversidad vegetal también fue observada en Mhlanga *et al.* (2020) y Yuan *et al.* (2019).

En “El Cerro”, los valores del índice de Shannon-Wiener de los enemigos naturales y de las plagas se pueden considerar elevados ya que, cuando los comparamos con los resultados del ensayo de Mhlanga *et al.* (2020) en cultivos orgánicos, se acercan al valor máximo del índice de Shannon-Wiener que obtuvieron ( $H=2$ ).

La mayor diversidad de enemigos naturales probablemente es debido a que “El Cerro” tiene una riqueza significativamente mayor que “Algabarrilla”. Que también haya una mayor diversidad de plagas en “El Cerro” podría deberse a la diferencia de abundancias de estas entre “El Cerro” y “Algabarrilla” como se puede observar en las figuras 18 y 19, ya que la riqueza es prácticamente igual.

Los resultados del índice de equidad de Pielou de los enemigos naturales (Figura 14) muestran que entre “El Cerro” y “Algabarrilla” no hay una diferencia significativa de dominancia, es decir, en ambas fincas las comunidades de enemigos naturales presentan una equidad similar de la abundancia de especies. No obstante, en las figuras 15 y 16 se observa que la identidad de la especie más dominante no es la misma, así para “El Cerro” es *Chrysoperla* sp., mientras que para “Algabarrilla” es *Anagyrus pseudococci*. Esta diferencia de especie dominante podría deberse a que en “Algabarrilla”, donde *Planococcus citri* superó el umbral de intervención, se realizaron múltiples sueltas de *Anagyrus pseudococci*, mientras que en “El Cerro” no fue necesario realizar sueltas.

Respecto a la equidad de las plagas, en la figura 17 se observa que, aunque en ambas fincas la especie más abundante es *Planococcus citri* (Figuras 18 y 19), hay una diferencia significativa en los índices de equidad, mostrando “Algabarrilla” un índice de Pielou más bajo, es decir, una mayor dominancia, que “El Cerro”. Esta dominancia en “Algabarrilla”, y no en “El Cerro” se puede deber a que los parasitoides (el auxiliar más abundante de “Algabarrilla”) tardan más en reducir las poblaciones de plagas que los depredadores (el auxiliar más

abundante de “El Cerro”) (Snyder y Ives, 2003), permitiendo que en “Algabarrilla” la plaga más abundante llegue a formar una población dominante con respecto a las demás. Además, Kogan (1993) concluyó que una especie plaga dominante tiende a reprimir la abundancia de las demás especies plagas, lo que podría justificar aún más la diferencia del índice de equidad observado.

A la hora de interpretar los resultados de los análisis estadísticos es importante recordar que las colonias de plagas fueron contabilizadas como una única observación, ya que contar cada individuo de una colonia supondría una inversión de tiempo no disponible (Figura 4). Por ello, para conocer la situación real de plagas en ambas fincas se ha hecho una evaluación de las abundancias de plagas cada día de muestreo basándose en el sistema de umbrales explicado en el apartado 5.5. de la metodología. De este modo, en las curvas de umbrales representadas gráficamente (figuras 20 y 21) se pueden observar dos claras diferencias entre ambas fincas. Por un lado, en “Algabarrilla” ha habido cuatro especies plaga que llegaron a formar una población no-esporádica (umbral 2), mientras que en “El Cerro” solo dos especies llegaron a alcanzar este umbral. Además, en “Algabarrilla” de las cuatro especies plaga problemáticas, tres han llegado a alcanzar (y en ocasiones superar) el umbral de intervención (umbral 3), mientras que en “El Cerro” ninguna de las dos especies problemáticas ha llegado al umbral de intervención. Esta menor incidencia de plagas probablemente se debe a la mayor diversidad de enemigos naturales en “El Cerro” tal y como sucede en Cardinale *et al.* (2003), Zytynska *et al.* (2021) y Colloff *et al.* (2013). Observando estos resultados se puede concluir que, a diferencia de Mhlanga *et al.* (2020) donde las modificaciones aplicadas al cultivo implicaron un aumento de la abundancia de plagas, el modelo bio-incluso ha producido una disminución de la abundancia de plagas con respecto a la agricultura convencional y, además, un aumento de la riqueza de enemigos naturales.

## 8. CONCLUSIONES

Las principales conclusiones que se han podido sacar de este estudio es que la riqueza de los enemigos naturales y la de las plagas no responden de la misma forma ante un aumento de la biodiversidad en un cultivo, de modo que, mientras que un cultivo más biodiverso también presenta una comunidad de enemigos naturales de mayor riqueza, no ocurre lo mismo para la comunidad de plagas.

Por otro lado, se ha podido concluir que, aunque la riqueza de plagas no se ve afectada en gran medida por la presencia de biodiversidad, la abundancia de esta sí se ve afectada de

modo que un cultivo más biodiverso tiene una menor abundancia de plagas, y, por lo tanto, una menor cantidad de daños, que un cultivo poco biodiverso.

Con estas dos conclusiones principales se puede considerar que el modelo bio-inclusivo, que supone un aumento de la biodiversidad en un cultivo, también proporciona un aumento del control biológico al aumentar la riqueza de enemigos naturales, y con ello, una menor necesidad de emplear fitosanitarios.

Al tratarse de un estudio preliminar, se debería de seguir muestreando a lo largo de varios años, y en otros cultivos, para poder evaluar la sostenibilidad del modelo a largo plazo y averiguar si las directrices del modelo bio-inclusivo son aplicables para cultivos diferentes.

Por último, sería interesante completar este estudio comparando los kg de cosecha que se obtengan en esta temporada en cada una de las fincas y así poder considerar la rentabilidad económica del modelo, ya que en artículos como el de Colloff *et al.* (2013), el aumento de biodiversidad en el cultivo supuso un ingreso adicional medio de 3.063\$ ( $\approx$  2.962€) por hectárea.

## 9. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría expresar mi más sincero agradecimiento a la empresa “Iberhans NaturGreen” y a la Universidad de Sevilla (US), tanto por la formación que me han dado durante el periodo de prácticas, como por posibilitarme el acceso a ambas fincas y proporcionarme los distintos materiales necesarios para llevar a cabo este trabajo.

También quiero agradecer a mi tutora María Ángeles López Martínez y Jesús Quintano Sánchez, naturalista y agroecólogo experto en biodiversidad asociado a sistemas agrarios, por la oportunidad que me han ofrecido, su apoyo incondicional y toda la ayuda prestada en determinaciones taxonómicas y revisiones críticas del trabajo.

Finalmente, quiero dar las gracias a mi familia y a mi pareja por ser mi mayor apoyo emocional y por participar (y aguantar) mis charlas interminables con respecto a este trabajo.



## 10. BIBLIOGRAFÍA

- Attwood, S.J., Maron, M., House, A.P.N. y Zammit, C. (2008). Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography*, 17(5): 585-599.
- Barratt, B.I.P., Moran, V.C. y van Lenteren, J.C. (2018). The status of biological control and recommendations for improving uptake for the future. *BioControl*, 63: 155-167.
- Bale, J.S., van Lenteren, J.C. y Bigler, F. (2008). Biological control and sustainable food production. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 363(1492): 761-776.
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H. y Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B*, 273(1595): 1715-1727.
- Boisclair, J. y Estevez, B. (2006). Insect pest management in organic agriculture: Acting in harmony with complexity. *Phytoprotection*, 87: 83-90.
- Bolaños, L. (2010). Manifiesto por la Agricultura Bio-Inclusiva. *Documento interno de la empresa "NaturGreen"*.
- Cardinale, B.J., Harvey, C.T., Gross, K. y Ives, A.R. (2003). Biodiversity and biocontrol: emergent impacts of a multi-enemy assemblage on pest suppression and crop yield in an agroecosystem. *Ecology letters*, 6(9): 857-865.
- Carson, R. (1962). *Silent Spring*. (1a ed.). Houghton Mifflin. Copia disponible en: [https://library.uniteddiversity.coop/More\\_Books\\_and\\_Reports/Silent\\_Spring-Rachel\\_Carson-1962.pdf](https://library.uniteddiversity.coop/More_Books_and_Reports/Silent_Spring-Rachel_Carson-1962.pdf) [Con acceso: 30/19/2022].
- Catálogo de Paisajes de la provincia de Sevilla (2015). Vega del Guadalquivir. Disponible en: [http://paisajeyterritorio.es/assets/capa\\_sevilla.pdf](http://paisajeyterritorio.es/assets/capa_sevilla.pdf) [Con último acceso: 20/10/2022].
- Chao, A. y Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12): 2533-2547.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K. y Ellison, A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67.
- Chao, A., Kubota, Y., Zelený, D., Chiu, C.H., Li, C.F., Kusumoto, B., Yasuhara, M., Thorn, S., Wei, C.H., Costello, M.J. y Colwell, R.K. (2020). Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecological Research*, 35(2): 292-314.

- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J. y Kremen, C. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9): 922-932.
- Colloff, M.J., Lindsay, E.A. y Cook, D.C. (2013). Natural pest control in citrus as an ecosystem service: Integrating ecology, economics and management at the farm scale. *Biological Control*, 67(2): 170-177.
- Colwell, R.K., Chao, A., Gotelli, N.J., Lin, S., Mao, C.X., Chazdon, R.L., y Longino, J.T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*, 5(1): 3-21.
- Corson, M.S., Mondière, A., Morel, L. y Van der Werf, H.M.G. (2022). Beyond agroecology: Agricultural rewilding, a prospect for livestock systems. *Agricultural Systems*, 199:103410.
- Dassou, A.G. y Tixier, P. (2016). Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: a meta-analysis. *Ecology and Evolution*, 6(4): 1143-1153.
- Dice, L.R. (1945). Measures of the Amount of Ecologic Association Between Species. *Ecology*, 26(3): 297-302.
- Dicklin, M.R., Barron R., Goltz, S., Warren, J., Boileau, T., Pigat, S. y Maki, K.C. (2021). Fibre and micronutrient intakes among fruit juice consumers and non-consumers in the UK and France: Modelling the effects of consumption of an orange pomace juice product. *Journal Of Human Nutrition And Dietetics*. Págs.:1-15.
- Duarte, A., Fernandes, J., Bernardes, J.P. y Miguel M. (2016). Citrus as a component of the Mediterranean diet. *Journal of Spatial and Organizational Dynamics*, 4(4): 289-304.
- FAO (2020). FAOSTAT: Crops and Livestock Products. Disponible en: <<https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>> [Con último acceso: 30/10/22].
- El Fikri, G., Yanuwadi, B. y Affandi, A. (2019) The Difference of Arthropods Diversity in Semi-Organic and Conventional Citrus Orchard in Dau, Malang. *Indonesian Journal of Environment and Sustainable Development*, 10(2).
- Franco, J.C., García-Marí, F., Ramos, A.P. y Besri, M. (2006). Survey on the situation of citrus pest management in Mediterranean countries. *IOBC/WPRS Bulletin*, 29: 335-345.
- Godfray, H.C.J. (1994). *Parasitoids: Behavioral and Evolutionary Ecology*. En: H.C.J. Godfray (ed.), Págs.: 4-25. Princeton University Press.
- Grab, H., Danforth, B., Poveda, K. y Loeb, G. (2018). Landscape simplification reduces classical biological control and crop yield. *Ecological Applications*, 28(2): 348-355.

- Hsieh, T.C., Ma, K.H. y Chao, A. (2016a). iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 1451-1456.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. y Chao, A. (2016b). User's Guide for iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Disponible en: <[https://www.researchgate.net/publication/307598336 User's Guide for iNEXT Online Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity](https://www.researchgate.net/publication/307598336_User's_Guide_for_iNEXT_Online_Software_for_Interpolation_and_Extrapolation_of_Species_Diversity)> [Con último acceso: 25/09/22].
- IVIA (2022a). Mosquito verde. Disponible en: <<http://gipcitricos.ivia.es/area/plagas-secundarias/cicadelidos/mosquito-verde>> [Con último acceso: 08/11/22].
- IVIA (2022b). Ácaro rojo oriental. Disponible en: <<http://gipcitricos.ivia.es/area/plagas-principales/tetraniquidos/acaro-rojo-oriental>> [Con último acceso: 08/11/22].
- Kogan M. (1993). Insect Conservation and Pest Management. *Biodiversity and Conservation*, 2: 242-257.
- van Lenteren, J.C. (2005). Early entomology and the discovery of insect parasitoids. *Biological Control*, 32(1): 2-7.
- van Lenteren, J.C. (2012). The state of commercial augmentative biological control: plenty of natural enemies, but a frustrating lack of uptake. *Biocontrol*, 57: 1-20.
- Lv, X., Zhao, S., Ning, Z., Zeng, H., Shu, Y., Tao, O., Xiao, C., Lu, C. y Liu, Y. (2015). Citrus fruits as a treasure trove of active natural metabolites that potentially provide benefits for human health. *Chemistry Central Journal*, 9:(68).
- Landis, D.A., Gardiner, M.M., van der Werf, W. y Swinton, S.M. (2008) Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(51): 20552-20557.
- Mabberley, D.J. (2010). The species of *Citrus* (*Rutaceae*) with pinnate leaves. *Blumea Journal of Plant Taxonomy and Plant Geography*, 55(1): 73-74.
- Malézieux, E. (2017). Agroecology, a 21<sup>st</sup> Century Agricultural Revolution? En: Deguine, JP., Gloanec, C., Laurent, P., Ratnadass, A., Aubertot, JN. (eds), *Agroecological Crop Protection*, Págs.: 1-46. Springer, Dordrecht.
- Mhlanga, B., Muoni, T., Mashavakure, N., Mudadirwa, D., Mulenga, R., Sitali, M. y Thierfelder, C. (2020). Friends or foes? Population dynamics of beneficial and detrimental aerial arthropods under Conservation Agriculture. *Biological Control*, 148(104312).
- Moore, J.C. (2013). Diversity, Taxonomic versus Functional. En: Levin, S.A. (ed), *Encyclopedia of Biodiversity* (Segunda edición), Págs.: 648-656. American Press.

- Patil, B.S., Brodbelt, J.S., Miller, E.G. y Turner, N.D. (2006). Potential Health Benefits of Citrus: An Overview. En: American Chemical Society (ed), *Potential Health Benefits of Citrus*, 936(1): 1-16.
- Pielou, E.C. (1966). The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Root, R.B. (1973). Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43(1): 95-124.
- Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3): 379-423.
- Singh, B., Singh, J.P., Kaur, A. y Singh N. (2020). Phenolic composition, antioxidant potential and health benefits of citrus peel. *Food Research International*, 132:109114.
- Smaili, M.C., Boutaleb-Joutei, A. y Blenzar, A. (2020). Beneficial insect community of Moroccan citrus groves: assessment of their potential to enhance biocontrol services. *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 30(47).
- Snyder, W.E. y Ives, A.R. (2003). Interactions Between Specialist And Generalist Natural Enemies: Parasitoids, Predators, And Pea Aphid Biocontrol. *Ecology*, 84(1): 91-107.
- Thomas, C.F.G., Holland, J.M. y Brown, N.J. (2002). The spatial distribution of carabid beetles in agricultural landscapes. En: J.M. Holland (ed.), *The Agroecology of Carabid Beetles*. Págs.: 305-344. Intercept.
- Troia, M.J. y MnManamay, R.A. (2016). Filling in the GAPS: evaluating completeness and coverage of open-access biodiversity databases in the United States. *Ecology and Evolution*, 6(14): 4654-4669.
- UCIPM (2019). When to Monitor Pest and Natural Enemies. Disponible en: <<https://www2.ipm.ucanr.edu/agriculture/citrus/When-to-Monitor-Pests-and-Natural-Enemies/>> [Con último acceso: 07/11/22].
- United Nations (2016). Food and Agriculture Organization. Disponible en: <<https://www.fao.org/partnerships/private-sector/stories/story/en/c/1239069/>> [Con último acceso: 25/10/2022].
- United Nations (2020). The Sustainable Development Goals Report. Disponible en: <<https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020.pdf>> [Con último acceso: 21/08/2022].

- United Nations (2022). World Population Prospects. Disponible en: <<https://population.un.org/wpp/Graphs/Probabilistic/POP/TOT/900>> [Con último acceso: 21/08/2022].
- Urbajena, A., Tena, A., Jacas, J.A. y Monzó, C. (2015). IPM in Spanish Citrus: Current Status of Biological Control. *Acta horticulturae*, 1065: 1075-1082.
- Weseloh, R.M. y Hare, D. (2009). Predation/Predatory Insects. En: V.H. Resh y R.T. Cardé (eds.), *Encyclopedia of Insects*. Elsevier, Academic Press.
- Yuan, X., Zhou, W.W., Jiang, Y.D., Yu, H., Wu, S.Y., Gao, Y.L., Cheng, J. y Zhu, Z.R. (2019). Organic Regime Promotes Evenness of Natural Enemies and Planthopper Control in Paddy Fields. *Environmental Entomology*, 48(2): 318-325.
- Zalazar, L. y Salvo, A. (2007). Entomofauna Asociada a Cultivos Hortícolas Orgánicos y Convencionales en Córdoba, Argentina. *Neotropical Entomology*, 36(5): 765-773.
- Zhou, A., Zeng, L., Lu, Y., Xu, Y. y Liang, G. (2019). Fire Ants Protect Mealybugs against Their Natural Enemies by Utilizing the Leaf Shelters Constructed by the Leaf Roller *Sylepta derogata*. *PLOS ONE*, 7(11): e49982.
- Zou, K.H., Warfield, S.K., Bharatha, A., Tempany, C.M.C., Kaus, M.R., Haker, S.J., Wells, W.M., Jolesz, F.A., y Kikinis, R. (2004). Statistical Validation of Image Segmentation Quality Based on a Spatial Overlap Index. *Academic Radiology*, 11(2): 178-189.
- Zytny, S.E., Eicher, M., Fahle, R. y Weisser, W.W. (2021). Effect of flower identity and diversity on reducing aphid populations via natural enemy communities. *Ecology and Evolution*, 11(24): 18434-18445.

## 11. ANEXOS

### 11.1. INVENTARIO “EL CERRO”

INVENTARIO “EL CERRO”		
<b><u>FAUNA</u></b>		
INSECTA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
COLEOPTERA	Buprestidae	<i>Capnodis tenebricosa</i> Olivier, 1970
	Cantharidae	<i>Rhagonycha fulva</i> Scopoli, 1763
	Coccinellidae	<i>Adalia decempunctata</i> (Linnaeus, 1758)
	Coccinellidae	<i>Adonia variegata</i> (Goeze, 1777)
	Coccinellidae	<i>Clitostethus arcuatus</i> (Rossi, 1794)

	Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758
	Coccinellidae	<i>Coccinella undecimpunctata</i> Linnaeus, 1758
	Coccinellidae	<i>Cryptolaemus montrouzieri</i> Mulsant, 1853
	Coccinellidae	<i>Nephus (Bipunctatus) conjunctus</i> (Wollaston, 1870)
	Coccinellidae	<i>Propylea quatuordecimpunctata</i> (Linnaeus, 1758)
	Coccinellidae	<i>Rodolia cardinalis</i> (Mulsant, 1850)
	Coccinellidae	<i>Scymnus</i> sp. (Kugelann, 1794)
	Coccinellidae	<i>Scymnus (Scymnus) interruptus</i> (Goeze, 1777)
	Coccinellidae	<i>Scymnus (Mimopullus) marinus</i> (Mulsant, 1950)
	Coccinellidae	<i>Stethorus punctillum</i> Weise, 1891
	Curculionidae	<i>Coniocleonus nigrosaturatus</i> Goeze, 1777
	Curculionidae	<i>Lixus pulverulentus</i> (Scopoli, 1763)
LEPIDOPTERA	Erebidae	<i>Utetheisa pulchella</i> (Linnaeus, 1758)
	Gracillariidae	<i>Phyllocnistis citrella</i> Stainton, 1856
	Notodontidae	<i>Cerura ibérica</i> (Templado & Ortiz, 1966)
	Nymphalidae	<i>Charaxes jasius</i> Linnaeus, 1767
	Nymphalidae	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)
	Nymphalidae	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)
	Papilionidae	<i>Papilio machaon</i> Linnaeus, 1758
	Papilionidae	<i>Iphiclides podalirius</i> (Linnaeus, 1758)
	Papilionidae	<i>Zerynthia rumina</i> Linnaeus, 1758
	Pieridae	<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)
	Pieridae	<i>Pieris napi</i> (Linnaeus, 1758)
	Pieridae	<i>Pieris rapae</i> (Linnaeus, 1758)
	Pieridae	<i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)
	Sesiidae	Sesiidae 1. Boiduval, 1828
	Sphingidae	<i>Agrius convolvuli</i> (Linnaeus, 1758)
	Sphingidae	<i>Macroglossum stellatarum</i> Linnaeus, 1758
HYMENOPTERA	Apidae	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758
	Apidae	<i>Nomada</i> sp. Scopoli, 1770
	Braconidae	<i>Aphidius</i> sp. Nees von Esenbeck, 1818
	Braconidae	<i>Lysiphlebus</i> sp. Förster, 1862
	Braconidae	<i>Praon</i> sp. Haliday, 1833
	Chrysididae	<i>Chrysis varidens</i> Abeille de Perrin, 1878
	Encyrtidae	<i>Anagyrus pseudococci</i> (Girault, 1915)
	Encyrtidae	Encyrtidae 1. Walker, 1837
	Encyrtidae	<i>Leptomastidea abnormis</i> (Girault, 1915)
	Formicidae	<i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758)
	Ichneumonidae	<i>Hyposoter</i> sp. Förster, 1869
	Leucospidae	<i>Leucospis dorsigera</i> Fabricius, 1775
	Mutillidae	<i>Tropidotilla</i> sp. Bischoff, 1920
	Scoliidae	<i>Megascolia maculata</i> (Drury, 1773)
	Vespidae	<i>Antepipona</i> sp. de Saussure, 1855
	HEMIPTERA	Aleyrodidae
Aphididae		<i>Aphis gossypii</i> Glover, 1877
Aphididae		<i>Aphis spiraecola</i> Patch, 1914
Cicadellidae		<i>Empoasca</i> sp. Walsh, 1862
Coccidae		<i>Ceroplastes sinensis</i> Del Guercio, 1900
Coccidae		<i>Coccus hesperidum</i> Linnaeus, 1758
Diaspididae		<i>Aonidiella aurantii</i> (Maskell, 1879)
Monophlebidae		<i>Icerya purchasi</i> Maskell, 1878
Pentatomidae		<i>Eurydema ornata</i> (Linnaeus, 1758)
Pseudococcidae		<i>Planococcus citri</i> (Risso, 1813)
Pyrrhocoridae		<i>Pyrrhocoris apterus</i> (Linnaeus, 1758)
DIPTERA		Cecidomyiidae
	Muscidae	<i>Coenosia</i> sp. Meigen, 1826
	Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)
	Syrphidae	<i>Eupeodes corollae</i> (Fabricius, 1794)

	Syrphidae	<i>Sphaerophoria</i> sp. Lepeletier & Serville, 1828
	Tachinidae	Tachinidae 1. Bigot, 1853
NEUROPTERA	Chrysopidae	<i>Chrysopa</i> sp. Leach, 1815
	Chrysopidae	<i>Chrysoperla</i> sp. Steinmann, 1964
	Coniopterygidae	<i>Conwentzia psociformis</i> (Curtis, 1834)
	Myrmeleontidae	Myrmeleontidae 1. Latreille, 1803
ORTHOPTERA	Acrididae	<i>Anacridium aegyptium</i> (Linnaeus, 1764)
	Acrididae	<i>Oedipoda</i> sp. Latreille, 1829
	Acrididae	<i>Truxalis</i> sp. Fabricius, 1775
ODONATA	Libellulidae	<i>Brachythemis leucosticta</i> Burmeister, 1839
<b>ARACHNIDA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ARANEAE	Araneidae	<i>Argiope</i> sp. Audouin, 1826
	Araneidae	<i>Cyrtophora citricola</i> (Förskal, 1775)
	Salticidae	Salticidae 1. Blackwall, 1841
	Sparassidae	Sparassidae 1. Bertkau, 1872
	Thomisidae	Thomisidae 1. Sundevall, 1833
TROMBIDIFORMES	Tetranychidae	<i>Eutetranychus orientalis</i> (Klein, 1936)
	Tetranychidae	<i>Tetranychus urticae</i> Koch, 1836
<b>MAMMALIA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
CARNIVORA	Canidae	<i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)
	Erinaceidae	<i>Erinaceus europaeus</i> Linnaeus, 1758
	Herpestidae	<i>Herpestes ichneumon</i> (Linnaeus, 1758)
	Mustelidae	<i>Lutra lutra</i> (Linnaeus, 1758)
	Mustelidae	<i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)
	Mustelidae	<i>Mustela nivalis</i> Linnaeus, 1766
LAGOMORPHA	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778
	Leporidae	<i>Oryctolagus cuniculus</i> Linnaeus, 1758
ARTIODACTYLA	Suidae	<i>Sus scrofa</i> Linnaeus, 1758
RODENTIA	Gliridae	<i>Eliomys quercinus</i> Linnaeus, 1766
<b>AVES</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
PASSERIFORMES	Acrocephalidae	<i>Acrocephalus scirpaceus</i> (Hermann, 1804)
	Alaudidae	<i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758)
	Cettiidae	<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)
	Cisticolidae	<i>Cisticola juncidis</i> (Rafinesque, 1810)
	Corvidae	<i>Corvus corax</i> Linnaeus, 1758
	Corvidae	<i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)
	Corvidae	<i>Cyanopica cooki</i> Bonaparte, 1850
	Estrildidae	<i>Amandava amandava</i> (Linnaeus, 1758)
	Fringillidae	<i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)
	Fringillidae	<i>Chloris chloris</i> (Linnaeus, 1758)
	Fringillidae	<i>Serinus serinus</i> (Linnaeus, 1766)
	Hirundinidae	<i>Cecropis daurica</i> (Laxmann, 1769)
	Laniidae	<i>Lanius meridionalis</i> Temminck, 1820
	Laniidae	<i>Lanius senator</i> Linnaeus, 1758
	Motacillidae	<i>Anthus pratensis</i> (Linnaeus, 1758)
	Motacillidae	<i>Motacilla alba</i> Linnaeus, 1758
	Muscicapidae	<i>Erithacus rubecula</i> (Linnaeus, 1758)
	Muscicapidae	<i>Luscinia megarhynchos</i> C.L. Brehm, 1831
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)
	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus colybita</i> (Vieillot, 1817)
	Phylloscopidae	<i>Phylloscopus ibericus</i> Ticehurst, 1937
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus, 1758

	Sylviidae	<i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)
	Turdidae	<i>Turdus merula</i> Linnaeus, 1758
ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)
	Accipitridae	<i>Circus aeruginosus</i> (Linnaeus, 1758)
	Accipitridae	<i>Elanus caeruleus</i> (Desfontaines, 1789)
	Accipitridae	<i>Hieraaetus pennatus</i> (Gmelin, 1788)
	Accipitridae	<i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)
	Accipitridae	<i>Milvus milvus</i> (Linnaeus, 1758)
	Pandionidae	<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)
PELECANIFORMES	Ardeidae	<i>Ardea cinerea</i> Linnaeus, 1758
	Ardeidae	<i>Ardea purpurea</i> Linnaeus, 1766
	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)
	Ardeidae	<i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)
	Ardeidae	<i>Ixobrychus minutus</i> (Linnaeus, 1766)
GRUIFORMES	Rallidae	<i>Fulica atra</i> Linnaeus, 1758
	Rallidae	<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)
	Rallidae	<i>Porphyrio porphyrio</i> (Linnaeus, 1758)
STRIGIFORMES	Strigidae	<i>Asio otus</i> (Linnaeus, 1758)
	Strigidae	<i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769)
	Tytonidae	<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)
CHARADRIIFORMES	Burhinidae	<i>Burhinus oediconemus</i> (Linnaeus, 1758)
	Scolopacidae	<i>Actitis hypoleucos</i> (Linnaeus, 1758)
CICONIIFORMES	Ciconiidae	<i>Ciconia ciconia</i> (Linnaeus, 1758)
	Ciconiidae	<i>Ciconia nigra</i> (Linnaeus, 1758)
COLUMBIFORMES	Columbidae	<i>Columba palumbus</i> Linnaeus, 1758
	Columbidae	<i>Streptopelia turtur</i> (Linnaeus, 1758)
CORACIIFORMES	Alcedinidae	<i>Alcedo atthis</i> (Linnaeus, 1758)
	Meropidae	<i>Merops apiaster</i> Linnaeus, 1758
ANSERIFORMES	Anatidae	<i>Anas platyrhynchos</i> Linnaeus, 1758
CAPRIMULGIFORMES	Caprimulgidae	<i>Caprimulgus ruficollis</i> Temminck, 1820
FALCONIFORMES	Falconidae	<i>Falco tinnunculus</i> Linnaeus, 1758
GALLIFORMES	Phasianidae	<i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758)
PODICEPEDIFORMES	Podicipedidae	<i>Podiceps cristatus</i> (Linnaeus, 1758)
<b>GASTROPODA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
PULMONATA	Helicidae	<i>Cornu aspersum</i> (O.F. Müller, 1774)
	Helicidae	<i>Theba pisana</i> (O.F. Müller, 1774)
STYLOMMATOPHORA	Milacidae	<i>Milax gagates</i> (Draparnaud, 1801)
<b>REPTILIA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
SQUAMATA	Colubridae	<i>Natrix maura</i> (Linnaeus, 1758)
	Colubridae	<i>Rhinechis scalaris</i> (Schinz, 1822)
	Lacertidae	<i>Psammodromus algirus</i> (Linnaeus, 1758)
	Phyllodactylidae	<i>Tarentola mauritanica</i> (Linnaeus, 1758)
	Psammophiidae	<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1804)
TESTUDINES	Scincidae	<i>Chalcides striatus</i> (Cuvier, 1829)
	Geoemydidae	<i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812)
<b>AMPHIBIA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ANURA	Ranidae	<i>Pelophylax perezi</i> (López-Seoane, 1885)
<b>FLORA</b>		
<b>MONOCOTYLEDONEA</b>		



ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
POALES	Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L., 1753
	Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers., 1805
	Poaceae	<i>Diplachne fusca</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult., 1817
	Poaceae	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link, 1833
	Poaceae	<i>Hordeum murinum</i> L., 1753
	Poaceae	<i>Poa annua</i> L., 1735
	Poaceae	<i>Setaria</i> sp. P. Beauv., 1812
	Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers., 1805
DICOTYLEDONEA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ASTERALES	Asteraceae	<i>Calendula arvensis</i> L., 1763
	Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist, 1943
	Asteraceae	<i>Conyza sumatrensis</i> (S.F. Blake) Pruski & G. Sancho, 2006
	Asteraceae	<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter, 1973
	Asteraceae	<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub, 1973
	Asteraceae	<i>Lactuca serriola</i> L., 1753
	Asteraceae	<i>Lactuca virosa</i> L., 1753
	Asteraceae	<i>Senecio vulgaris</i> L., 1753
	Asteraceae	<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill, 1769
	Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i> L., 1753
	Asteraceae	<i>Sonchus tenerrimus</i> L., 1753
CARYOPHYLLALES	Amaranthaceae	<i>Amaranthus retroflexus</i> L., 1753
	Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i> L., 1763
	Polygonaceae	<i>Rumex crispus</i> L., 1753
	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L., 1753
	Tamaricaceae	<i>Tamarix</i> sp. L., 1753
LAMIALES	Borraginaceae	<i>Echium plantagineum</i> L., 1771
	Borraginaceae	<i>Heliotropium europaeum</i> L., 1753
	Lamiaceae	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh., 1792
	Oleaceae	<i>Olea europaea</i> L., 1753
	Scrophulariaceae	<i>Verbascum</i> sp. L., 1753
BRASSICALES	Brassicaceae	<i>Diplotaxis erucoides</i> (L.) DC., 1821
	Brassicaceae	<i>Lepidium didymum</i> L., 1767
	Brassicaceae	<i>Sinapsis alba</i> L., 1753
	Brassicaceae	<i>Sinapsis arvensis</i> L., 1753
FAGALES	Fagaceae	<i>Quercus ilex</i> L., 1753
	Fagaceae	<i>Quercus suber</i> L., 1753
ROSALES	Rosaceae	<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775
	Rosaceae	<i>Rosa canina</i> L., 1753
SOLANALES	Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753
	Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L., 1753
GENTIANALES	Rubiaceae	<i>Galium aparine</i> L., 1753
MALPIGHIALES	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton, 1789
MALVALES	Malvaceae	<i>Malva sylvestris</i> L., 1753
OXALIDALES	Oxalidaceae	<i>Oxalis pes-caprae</i> L., 1753
PIPERALES	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia baetica</i> L., 1753
URTICALES	Moraceae	<i>Ficus carica</i> L., 1753
PINOPSIDA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
PINALES	Pinaceae	<i>Pinus pinaster</i> Aiton, 1789
EQUISETOPSIDA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
EQUISETALES	Equisetaceae	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf., 1799

## 11.2. INVENTARIO “ALGABARRILLA”

INVENTARIO “ALGABARRILLA”		
FAUNA		
INSECTA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
COLEOPTERA	Coccinellidae	<i>Coccinella septempunctata</i> Linnaeus, 1758
	Coccinellidae	<i>Scymnus</i> sp. (Kugelann, 1794)
	Coccinellidae	<i>Stethorus punctillum</i> Weise, 1891
LEPIDOPTERA	Gracillariidae	<i>Phyllocnistis citrella</i> Stainton, 1856
	Nymphalidae	<i>Vanessa atalanta</i> (Linnaeus, 1758)
	Nymphalidae	<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)
HYMENOPTERA	Pieridae	<i>Pieris brassicae</i> (Linnaeus, 1758)
	Apidae	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758
	Encyrtidae	<i>Anagyrus pseudococci</i> (Girault, 1915)
	Encyrtidae	<i>Leptomastidea abnormis</i> (Girault, 1915)
HEMIPTERA	Vespidae	<i>Vespula vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)
	Aleyrodidae	<i>Aleurothrixus floccosus</i> Maskell, 1896
	Aphididae	<i>Aphis gossypii</i> Glover, 1877
	Aphididae	<i>Aphis spiraeicola</i> Patch, 1914
	Cicadellidae	<i>Empoasca</i> sp. Walsh, 1862
	Coccidae	<i>Ceroplastes sinensis</i> Del Guercio, 1900
	Coccidae	<i>Coccus hesperidum</i> Linnaeus, 1758
	Diaspididae	<i>Aonidiella aurantii</i> (Maskell, 1879)
	Monophlebidae	<i>Icerya purchasi</i> Maskell, 1878
DIPTERA	Pseudococcidae	<i>Planococcus citri</i> (Risso, 1813)
	Muscidae	<i>Coenosia</i> sp. Meigen, 1826
	Syrphidae	<i>Episyrphus balteatus</i> (De Geer, 1776)
	Tabanidae	<i>Chrysops</i> sp. Meigen, 1803
NEUROPTERA	Tephritidae	<i>Ceratitis capitata</i> (Wiedemann, 1824)
	Chrysopidae	<i>Chrysoperla</i> sp. Steinmann, 1964
	Coniopterygidae	<i>Conwentzia psociformis</i> (Curtis, 1834)
ORTHOPTERA	Acrididae	<i>Anacridium aegyptium</i> (Linnaeus, 1764)
	Acrididae	<i>Oedipoda</i> sp. Latreille, 1831
ARACHNIDA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ARANEAE	Araneidae	<i>Argiope</i> sp. Audouin, 1826
	Araneidae	<i>Cyrtophora citricola</i> (Förskal, 1775)
	Salticidae	Salticidae 1. Blackwall, 1841
	Sparassidae	Sparassidae 1. Bertkau, 1872
	Thomisidae	Thomisidae 1. Sundevall, 1833
TROMBIDIFORMES	Tetranychidae	<i>Eutetranychus orientalis</i> (Klein, 1936)
	Tetranychidae	<i>Tetranychus urticae</i> Koch, 1836
MAMMALIA		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
LAGOMORPHA	Leporidae	<i>Lepus europaeus</i> Pallas, 1778
AVES		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
PASSERIFORMES	Alaudidae	<i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758)

	Fringillidae	<i>Chloris chloris</i> (Linnaeus, 1758)
	Fringillidae	<i>Serinus serinus</i> (Linnaeus, 1766)
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i> Linnaeus, 1758
	Sylviidae	<i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)
	Turdidae	<i>Turdus merula</i> (Linnaeus, 1758)
ACCIPITRIDAE	Falconiformes	<i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)
CORACIIFORMES	Meropidae	<i>Merops apiaster</i> Linnaeus, 1758
GALLIFORMES	Phasianidae	<i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758)
<b>GASTROPODA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
PULMONATA	Helicidae	<i>Cornu aspersum</i> (O.F. Müller, 1774)
	Helicidae	<i>Theba pisana</i> (O.F. Müller, 1774)
STYLOMMATOPHORA	Milacidae	<i>Milax gagates</i> (Draparnaud, 1801)
<b>REPTILIA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
TESTUDINES	Geoemydidae	<i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger, 1812)
SQUAMATA	Colubridae	<i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1804)
<b>AMPHIBIA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ANURA	Ranidae	<i>Pelophylax perezi</i> (López-Seoane, 1885)
<b><u>FLORA</u></b>		
<b>MONOCOTYLEDONEA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
POALES	Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L., 1753
	Poaceae	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers., 1805
	Poaceae	<i>Diplachne fusca</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult., 1817
	Poaceae	<i>Echinochloa colona</i> (L.) Link, 1833
<b>DICOTYLEDONEA</b>		
ORDEN	FAMILIA	MORFOESPECIE
ASTERALES	Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist, 1943
	Asteraceae	<i>Conyza sumatrensis</i> (S.F. Blake) Pruski & G. Sancho, 2006
CARYOPHYLLALES	Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L., 1753
MALPIGHIALES	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia prostrata</i> Aiton, 1789
SOLANALES	Solanaceae	<i>Solanum nigrum</i> L., 1753