



**Universidad**  
Zaragoza

## Trabajo Fin de Grado

Estudio comparativo de la sucesión vegetal en una cantera de extracción de yesos abandonada y una zona natural próxima, en Zaragoza, mediante la observación de las interacciones entre especies.

Autora:

Paula Sebastián Larena

Director:

José Miguel Castillejo Moreno

Ponente:

Rocío López Flores

Escuela Politécnica Superior, Huesca

2017



## ÍNDICE

RESUMEN y palabras clave

ABSTRACT y *key words*

	<b>Pág.</b>
1. INTRODUCCIÓN	
1.1. La degradación de los ecosistemas de yesos en zonas de extracción minera.....	6
1.2. El uso de indicadores bióticos y abióticos para analizar el estado de la sucesión vegetal en los ecosistemas de yesos.....	10
1.3. Objetivos.....	12
2. ÁREA DE ESTUDIO	
2.1. Descripción general	
2.1.1. Climatología .....	13
2.1.2. Geología .....	13
2.1.3. Vegetación .....	13
2.2. Descripción puntos de muestreo.....	14
3. MATERIAL Y MÉTODOS	
3.1. Diseño experimental	
3.1.1. Registro e identificación de especies vegetales .....	17
3.1.2. Determinación del parámetro biótico biovolumen.....	17
3.1.3. Determinación de parámetros abióticos.....	18
3.2. Metodología del análisis estadístico.....	19
4. RESULTADOS	
4.1. Análisis de la composición específica y las asociaciones intra e interespecíficas .....	21
4.2. Análisis del parámetro biótico biovolumen .....	24
4.3. Análisis de la compactación edáfica.....	25
4.4. Análisis del bloqueo de la radiación incidente (PAR).....	27
5. DISCUSIÓN	
5.1. Evaluación de la composición específica y las asociaciones intra e interespecíficas .....	32
5.2. Modificación de los factores abióticos debido al efecto nodriza.....	35
5.3. Evaluación de los estados sucesionales de cada zona.....	37
6. CONCLUSIONES .....	39
7. CONTINUACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN ( <i>FURTHER RESEARCH</i> ).....	40
8. AGRADECIMIENTOS.....	40
9. BIBLIOGRAFÍA.....	40

## RESUMEN

El estudio busca evaluar los estados sucesionales de una zona degradada por la extracción de yesos y otra zona próxima no perturbada antrópicamente. Para ello se compara su composición vegetal específica y las asociaciones intra e interespecíficas presentes, así como la compactación edáfica y el bloqueo de la radiación incidente. También se evalúa el efecto nodriza de ambas zonas cuantificando la modificación de esos parámetros abióticos bajo los doseles de los individuos asociados. Los resultados muestran que, en ambas zonas, hay gran cantidad de asociaciones e importante presencia de especies claves para la sucesión, como *H. syriacum*. La zona alterada muestra una composición vegetal propia de estados intermedios de la sucesión vegetal. Mientras que la zona natural, muestra una composición característica de estados avanzados. Las bajas tasas de cobertura y compactación, pese al elevado bloqueo de la radiación, en la zona natural, limitan el fin de la sucesión a su estado actual. Mientras que, en la zona alterada, esas tasas aún más bajas, ponen de manifiesto su estado de degradación.

Palabras clave: Ecosistemas de yesos; minería a cielo abierto; ecosistemas degradados; asociaciones intra e interespecíficas; compactación edáfica; radiación fotosintética activa (PAR).

## **ABSTRACT**

The study seeks to evaluate the successional states of an area degraded by the extraction of gypsum and another nearby zone not disturbed anthropically. To do this, its specific vegetal composition is compared and the intra and interspecific associations present, as well as the edaphic compaction and the blocking of the incident radiation. The nurse effect of both zones is also evaluated by quantifying the modification of these abiotic parameters under the canopies of the associated individuals. The results show that, in both zones, there are a large number of associations and an important presence of key species for succession, such as *H. syriacum*. The altered zone shows a vegetal composition characteristic of intermediate stages of the vegetal succession. While the natural zone, shows a characteristic composition of advanced states. The low rates of coverage and compaction, despite the high blockage of radiation, in the natural zone, limit the end of the succession to its current state. While, in the altered area, these even lower rates, show their state of degradation.

Key words: Gypsum ecosystems; opencast mining; degraded ecosystems; intra and interspecific associations; edaphic compaction; photosynthetic active radiation (PAR).

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. La degradación de los ecosistemas de yesos en zonas de extracción minera

Los afloramientos de yesos, cubriendo cerca de 100 millones de Ha de la superficie terrestre (Boyadgiev y Verheye 1996), están limitados a territorios de climas áridos y semiáridos, donde las bajas precipitaciones evitan que las sales sean eliminadas por lixiviación (Parsons 1976; Palacio *et al.* 2007). En las condiciones climáticas de tipo semiárido, en las que la evapotranspiración potencial es mucho mayor que las precipitaciones la mayor parte del año, los suelos, en general, son poco evolucionados pues la meteorización es poco intensa y las reacciones químicas progresan con lentitud debido a la escasez de agua. Habitualmente son suelos con pH elevado y pobres en materia orgánica (Ibarra P. 2004). La sucesión natural en estos ambientes áridos es particularmente lenta (Fowler 1986) y el poder de colonización natural de la vegetación es bajo (Mota *et al.* 2003, 2004; Ballesteros *et al.* 2012).

Debido a sus particulares propiedades físicas y químicas los afloramientos de yesos albergan una flora única con alto grado de taxones endémicos y poco frecuentes. Algunas de las características físicas más relevantes son: las costras brioliquénicas (Mota *et al.* 2004) y las costras edáficas formadas por evaporación del agua o por su ascenso por capilaridad que restringe el establecimiento de semillas (Escudero *et al.* 1999). La inestabilidad mecánica del material del suelo debido a su falta de plasticidad, cohesión y agregación (Bridges y Burnham 1980) y, en ciertas áreas, su baja porosidad pueden limitar la penetración de las raíces (Guerrero *et al.* 1999b). En las regiones semiáridas la baja retención de agua conlleva la alta infiltración del agua de lluvia, que incrementa el déficit de agua durante el periodo seco (Meyer y García-Moya 1989; Palacio *et al.* 2007). Las particularidades químicas de los suelos yesíferos comprenden: el exceso de los macro nutrientes Ca, Mg y S; la deficiencia de los macro nutrientes N, P y K; el antagonismo iónico  $\frac{Ca}{Mg}$  y toxicidad por micro nutrientes como Mn, Zn y Cu (Mota *et al.* 2004). Como resultado de estos factores de estrés la vegetación está compuesta principalmente por sub-arbustos tolerantes al estrés, algunos arbustos agregados, herbáceas perennes y plantas anuales (Parsons 1976; Hodgson *et al.* 1994; Palacio *et al.* 2007). La gipsofilia es la adaptación de determinados tipos de plantas a las estrictas condiciones físicas y químicas de los suelos yesíferos. En condiciones naturales el yeso ( $CaSO_4 \cdot 2 H_2O$ ) puede perder el agua de cristalización, lo que supone alrededor de un 20% de su peso, formando basanita

( $CaSO_4 \frac{1}{2} H_2O$ ) o anhidrita ( $CaSO_4$ ). Esta capacidad de hidratarse y deshidratarse permite a las plantas de raíz poco profunda que habitan en terrenos yesosos extraer hasta el 90% del agua que necesitan del agua de cristalización del yeso (Palacio *et al.* 2014). En estudios anteriores se ha señalado también que muchas especies gipsófilas muestran, como características adaptativas, hojas suculentas (Mota *et al.* 2004), excreción de sal (Duvigneaud y Denaeyer de Smet 1966, 1968) o penetración de raíces profunda (Guerrero 1998).

Palacio *et al.* 2007 explican que, entre la vegetación presente en las comunidades de yesos, se diferencian tres grupos de plantas según sus estrategias ecológicas. Las especies gipsófilas dominantes a nivel regional son especies específicamente adaptadas al yeso. Las gipsovagas y los endemismos gipsófilos de estrecha distribución son especies tolerantes al estrés que encuentran refugio en los suelos de yesos.

En Aragón, el yeso es el sustrato rocoso más extenso en la cuenca media del Ebro, en el NE de España, ocupando 12.000  $km^2$  (Macau y Riba 1966). Esta formación litológica condiciona la geomorfología del paisaje, que está caracterizada por colinas bajas redondeadas y valles de fondo plano (Herrero *et al.* 1992), o *vales*, así como por la existencia de flora especializada incluyendo numerosas especies endémicas (Parsons 1976), como *Gypsophila struthium* L., *Ononis tridentata* L., *Helianthemum squamatum* L. Dum. Cours, *Lepidium subulatum* L., *Jurinea pinnata* Pers. DC., *Launaea pumila* (Cav.) O. Kuntze, *L. resedifolia* L. Kuntze o *Herniaria fruticosa* L. (Escudero 2009).

Las canteras de yesos tipifican el conflicto de intereses entre la extracción minera y la conservación del medio ambiente (Mota *et al.* 2004; Ballesteros *et al.* 2012). Por un lado, el yeso ha sido en España, hasta la crisis de la construcción, un recurso económico principal en minería. Con un valor de producción de yeso en torno a los 86 millones de euros al año, con una producción anual de 9,3 Mt para enlucidos y recubrimientos, prefabricados de yeso y para la fabricación de cemento y 4 Mt para la exportación (Dto. Ingeniería Química. Universidad de Alicante). Por otro lado, los afloramientos de yesos están considerados hábitat de conservación prioritaria (Directiva 92/43). En ellos habitan especies vegetales gipsófilas, edafismo adaptado a las estrictas condiciones físicas y químicas de los suelos yesíferos, incluidas en listas y libros rojos (Moreno 2008) y protegidas por legislación (Ballesteros *et al.* 2012).

Las actividades mineras suponen fuertes impactos para los ecosistemas y la vida. Para extraer materias primas a cielo abierto es necesario eliminar las capas cobertoras, dejando el yacimiento completamente al descubierto. La pérdida asociada de cubierta vegetal impulsaría el desarrollo de los procesos de erosión y pérdidas de agua en forma de escorrentía superficial. A largo plazo, la concentración de los flujos de escorrentía y sedimentos y la formación asociada de redes de regueros y/o pequeñas cárcavas condiciona la distribución de la humedad del suelo y, por tanto, el patrón espacial de supervivencia y crecimiento de la vegetación (Puigdefábregas y Sánchez 1996; De las heras 2009). Tras el cese de la actividad, el terreno abandonado es profundamente distinto al original debido a cambios geomorfológicos y edáficos, tanto físicos como químicos. La cantera supone un gran parche sin suelo ni vida que fragmenta el paisaje y el ecosistema degradando su estructura y funciones. Las actuales técnicas de explotación, con maquinaria y explosivos más potentes, producen impactos de larga duración en el ecosistema. Las plazas de cantera son ambientes extremadamente adversos donde sólo hay material rocoso, sin suelo (Mota *et al.* 2004). Entre la superficie dedicada a plazas de cantera, frentes de avance y zonas de acceso, la superficie de suelo eliminada es siempre mayor a la que pueda ser creada, mediante la auto-regeneración del espacio, o restauración pasiva, o mediante la realizada por personas, o restauración activa.

Pese a que la legislación española, mediante su Real Decreto 975/2009, y anteriormente por el Real Decreto 2994/1982, obliga a la entidad explotadora a realizar por sus propios medios los trabajos de rehabilitación del espacio natural afectado por las labores mineras, la política ambiental española no promueve la restauración ecológica de las comunidades vegetales originales en los depósitos de yesos cuando la extracción ha acabado. De hecho, en los infrecuentes programas de restauración ya realizados, se pasa por alto las peculiaridades de los afloramientos de yesos y su flora. La necesidad de medidas de restauración en ambientes semiáridos ha sido señalado por Tormo *et al.* 2007 debido a la baja cobertura vegetal que presentan los espacios sin restaurar. Resultados que se hacen consistentes con estudios de sucesión vegetal espontánea en canteras de yeso abandonadas (Mota *et al.* 2003, 2004), donde las especies gipsófilas registraban bajos ratios de establecimiento (Ballesteros *et al.* 2012).

La fidelidad ecológica en un ecosistema rehabilitado, según Higgs 1997, implica que se cumplan tres objetivos: la replicación composicional y estructural (por ejemplo introducción de especies nativas y actuaciones de restauración geomorfológica) el éxito

funcional y la durabilidad en el tiempo. Los tratamientos de superficie proveen beneficios técnicos y ecológicos (Muzzi *et al.* 1997), especialmente en ambientes áridos y semiáridos (Bochet *et al.* 2010). Es importante seleccionar métodos óptimos respecto al material de germinación, los tratamientos de superficie y la mezcla de semillas para alcanzar una cobertura vegetal adecuada y una composición florística apropiada para recuperar el hábitat objetivo (Ballesteros *et al.* 2012).

En muchas ocasiones la restauración, si se lleva a cabo, se limita a cubrir la plaza de cantera con el *topsoil* almacenado durante el decapado del suelo, antes del comienzo de la actividad. Johnston 1941 ya señalaba que la naturaleza de los suelos usados en restauraciones artificiales puede tener efectos perjudiciales para el funcionamiento estructural del suelo, al interrumpir el perfil natural. La cubierta de la plaza de cantera con *topsoil* parece promover comunidades vegetales muy distintas de las originales (Mota *et al.* 2004). Marqués *et al.* 2005, propone el uso combinado de enmienda orgánica y revegetación para reducir la erosión de los suelos yesíferos. Castillejo y Castello 2010, sugieren que la rehabilitación de canteras de yeso en ambientes semiáridos puede ser acelerada usando enmiendas orgánicas para mejorar las propiedades físicas, como la estructura, o químicas, como el contenido en nutrientes (Ballesteros *et al.* 2012). La siembra de una mezcla de gipsófilas y gipsovagas ha sido sugerida por Bochet *et al.* 2010 como método económico y fiable para propagar plantas durante la restauración y resulta en una distribución vegetal aleatoria y de aspecto natural (Ghose 2004). Aunque la especie *Gypsophila struthium*, endemismo gipsícola de la península ibérica, puede re-colonizar canteras trabajadas y formar poblaciones mayores que en zonas inalteradas (Mota *et al.* 2004), necesitando 10 años o menos para re-colonizarlas profusamente (Merlo *et al.* 1998), el uso de una sola especie deriva en una composición florística homogénea, y por tanto muy distinta a la matriz natural en la que se integra la cantera.

La restauración ecológica, en función de sus objetivos, se puede plantear en distintos niveles de actuación (figura 1). El término *restauración* se refiere a las prácticas que tienden a devolver las condiciones *originales*, equivalentes a las anteriores a la perturbación (van Andel *et al.* 2012). Mientras que la *rehabilitación* se refiere a la mejora de las funciones del ecosistema sin buscar un regreso completo a las condiciones previas a la perturbación (Burton y Macdonald 2011), la *reclamación* supone el uso del espacio para propósito útil pero productivo económicamente (Clewel y Aronson 2007).

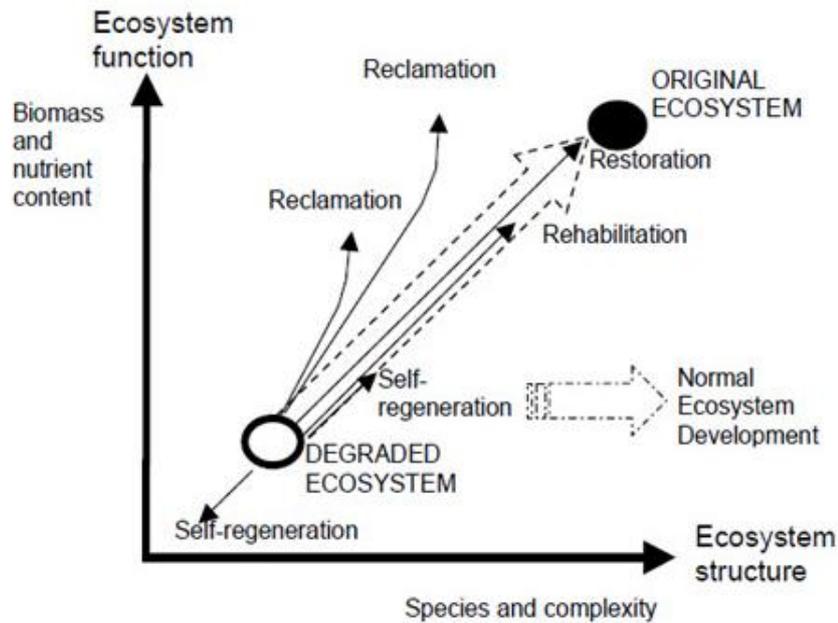


Figura 1: La degradación o pérdida de la estructura del ecosistema (especies y complejidad) y las funciones (contenido en biomasa y nutrientes) son el punto de partida para las actividades de restauración. Si no se hace nada, la auto-regeneración o restauración pasiva puede conducir a niveles de degradación más graves o mejorar, tendiendo hacia un desarrollo viable para el ecosistema pudiendo conseguir comunidades vegetales mejor aclimatadas y más estables y con un menor coste que las estrategias de restauración activa (Bradshaw 2000). Fuente: Graf 2009, adaptado de Bradshaw 1987.

1.2. El uso de indicadores bióticos y abióticos como método para analizar el estado de la sucesión vegetal en los ecosistemas de yesos

La configuración tipo isla de los afloramientos de yeso proporciona buenos ejemplos para estudiar la especiación de plantas (Duvigneaud y Denaeyer-De Smet 1973) y la dinámica de meta poblaciones (Rabasa *et al.* 2009). En el caso del presente estudio, se evalúan los efectos ecológicos y la evolución de la fragmentación del paisaje (Matesanz *et al.* 2009) por la presencia de la cantera. Y se prueba el papel de las interacciones bióticas como impulsoras de la estructura y funcionamiento del ecosistema (Bowker *et al.* 2010b; Escudero *et al.* 2014).

Los ecosistemas tienen cierta resiliencia o capacidad de resistir a las perturbaciones. Esta tolerancia a la degradación es efectiva dentro de unos umbrales, fuera de los cuales el estado degradado del ecosistema es irreversible. La capacidad de tolerar las perturbaciones y los umbrales de irreversibilidad se pueden aproximar, generalizando, para los grandes tipos de ecosistemas, los biomas, pero son específicos e

intrínsecos de cada área afectada concreta y del estado sucesional en que se encuentre, ya que dependen en gran medida de su estructura (factores bióticos y abióticos) y de la funcionalidad de los procesos que realiza (flujos de materia y energía, participación en ciclos biogeoquímicos).

La sucesión vegetal en los ecosistemas de yesos degradados por actividades mineras comprende un abanico de estados entre los que, Castillejo *et al.* No publicado, diferencian algunas clases o fases:

Fase 0: Representada por una escombrera recién desmontada, sin suelo y sin vegetación.

Fase 1: Escombrera inestable en su estructura y funciones, antropizada. Con inicios de colonización por especies con estrategia de reproducción tipo “r”, fundamentalmente. No se dan interacciones de facilitación. Es un sistema degradado.

Fase 2: Mayor número de asociaciones pero menor diversidad que en la fase anterior debido a que las pioneras, más diversas, dejan paso a las especies propias de estados sucesionales avanzados, menos diversas y más especializadas. Se encuentran especies clave para la facilitación.

Fase 3: Comunidades naturales. Sistema en el que se articulan los flujos de materia y energía con estructura apropiada para realizar sus funciones ecosistémicas. Hay menor número de asociaciones y menor diversidad. Se dan relaciones de competencia por los recursos nutricionales y el agua.

Por otro lado, las interacciones entre plantas son procesos clave que influyen fuertemente la composición y estructura de las comunidades vegetales (Armas y Pugnaire 2005; Navarro *et al.* 2008). Los elevados ratios de mortalidad en ambientes áridos y semiáridos están asociados, normalmente, con la fase de plántula y un factor importante en el éxito del reclutamiento es el micro sitio dónde las plantas crecen (Schupp 1995). El área bajo la cubierta de ciertas especies, que actúan como nodrizas, muestra amortiguar las temperaturas extremas y la radiación que alcanza la superficie del suelo (Padilla & Pugnaire 2008). El suelo bajo Retama tiene mayor contenido en materia orgánica y actividad microbiana, nitrógeno, contenido en agua y fracción de arcilla mejorada y estructura comparado con los espacios entre arbustos (López-Pintor *et al.* 2006).

### 1.3. Objetivos

El objetivo general es la evaluación de las interacciones de facilitación y/o competencia en el proceso de sucesión ecológica de ecosistemas yesíferos alterados por actividades mineras a cielo abierto.

Los objetivos específicos son:

1) Analizar la composición específica y las asociaciones intra e interespecíficas de los ecosistemas yesíferos naturales, así como de aquellos alterados por la actividad minera.

2) Cuantificar la influencia de las plantas nodriza en relación a los factores abióticos de compactación edáfica y sombreado (bloqueo de la radiación solar incidente).

## 2. ÁREA DE ESTUDIO

### 2.1. Descripción general

#### 2.1.1. Climatología

Zaragoza se sitúa a 249 m sobre el nivel del mar. Tiene un clima semiárido frío característico de la depresión del Ebro. La temperatura media en invierno es de 7,3 °C, siendo habituales las heladas nocturnas (23 días de heladas de media al año). La temperatura media en verano es de 24,3°C. El promedio de precipitación anual es de 322 mm. Nieva 2,4 días de media al año y la velocidad media del viento es de 19 km/h (Aemet 2017).

#### 2.1.2. Geología

Los materiales aflorantes en la ciudad y entorno son fundamentalmente gravas, arenas y arcillas producto de la propia sedimentación del Ebro durante el Cuaternario; dispuestas en terrazas fluviales de varios metros de espesor sobre las unidades de yesos y limos depositadas durante el Terciario. Estos materiales (evaporitas) se formaron por evaporación de las aguas en grandes lagunas de una depresión endorreica que delimitaban las cordilleras pirenaica, ibérica y costero catalana. Esta zona endorreica se abrió al mediterráneo por la erosión procedente de los barrancos, precursores del río Ebro (Soriano 2011).

#### 2.1.3. Vegetación

La vegetación esteparia que potencialmente crece al sur de la ciudad de Zaragoza está caracterizada por el tipo de formación vegetal correspondiente a la serie meso mediterránea aragonesa, murciano-manchega, murciano-almeriense y setabense semiárida de la coscoja. En su etapa madura, los representantes son bosquetes densos de *Quercus coccifera* L. en los que prosperan diversos pinos y otros arbustos mediterráneos como *Rhamnus lycioides* L., *Pinus halepensis* Mill., *Juniperus phoenicea* L., *Juniperus oxicedrus* L., *Daphne gnidium* L., *Ephedra nebrodensis* T., etc.

En estadios de matorral degradado se encuentran especies del tipo *Sideritis cavanillesii* Lag., *Linum suffruticosum* L., *Rosmarinus officinalis* L., *Helianthemum marifolium* L., etc., que, si pasan a pastizales, dominan especies como *Stipa sp* L., *Lygeum spartum* L. Kunth y *Brachypodium ramosum* Roem. y Schult. (CPNA 2009).

## 2.2. Descripción puntos de muestreo

El área de estudio se ubica en las estepas de yesos del sur de Zaragoza y se compone de dos laderas de unos 30 m<sup>2</sup>, con una inclinación del 8,65% (4,9°) y orientación norte. Separadas por menos de 3 km de distancia en línea recta (figura 2), la ladera de la zona natural (figuras 3 y 4) está situada en las Planas de Cuarte de Huerva, representando el paisaje típico del ecosistema yesífero zaragozano, en una colina redondeada de escasa altura al final de cuyas faldas se emplazan cultivos de cebada, en los *vales* de fondo plano (41°33'16.3"N 0°55'09.7"W). La ladera de la zona antropizada (figuras 5 y 6) está situada en una cantera de extracción de yesos abandonada hace menos de 10 años (41°35'00.4"N 0°55'23.5"W). Más concretamente la ladera era una vía de acceso para los vehículos y maquinaria, una vía de paso dentro de la explotación. La toma de datos se realiza en primavera tardía, cuando las especies son más fácilmente identificables y se dan más relaciones entre ellas.



Figura 2: Vista de la distancia entre las zonas de estudio. Fuente: Google, ver bibliografía.



Figura 3: Entorno de la zona natural. Foto tomada al final del verano.



Figura 4: La zona natural. Foto tomada al final de la primavera.



Figura 5: Entorno de la zona antropizada. Foto tomada en otoño.



Figura 6: La zona antropizada. Foto tomada en otoño.

### 3. MATERIAL Y MÉTODOS

#### 3.1. Diseño experimental

##### 3.1.1. Registro e identificación de especies vegetales

Se realiza un muestreo sistemático en cada zona para seleccionar, por su similitud, las dos porciones de terreno de 5 x 0,6 m en las que establecer los transectos para la toma de datos. Con ayuda de una cinta métrica colocada en el suelo, que representa el eje del transecto, se realizan observaciones cada 10 cm hasta los 5 m, en sentido longitudinal al eje del transecto. Al mismo tiempo se registran también todos los individuos encontrados hasta 30 cm a cada lado de la cinta, en sentido perpendicular al eje del transecto, de cada una de las observaciones realizadas cada 10 cm (figura 7).

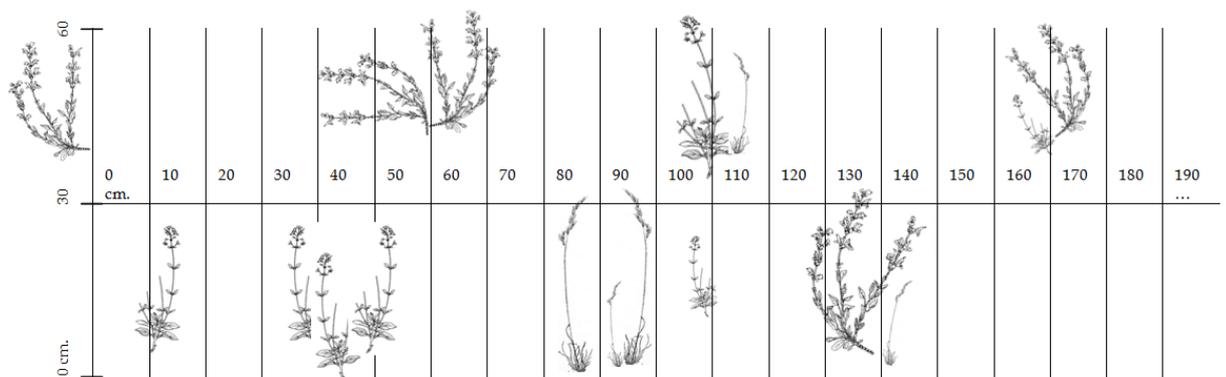


Figura 7: Metodología del muestreo mediante transectos. Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía.

Se registra la ubicación espacial y se identifica taxonómicamente hasta el nivel de especie (excepto *Dactylis* L. y *Linum* L.) a todos los individuos de especies vegetales encontrados en los transectos de cada zona. Se considera que dos o más individuos están en asociación cuando se encuentran a 5 cm de distancia, o menos, o crecen unos bajo el dosel de los otros. Para tomar los datos de algunos grupos muy numerosos, pero de características muy similares, como es el caso de *Brachypodium retusum* Pers., se toman los datos de un subgrupo de individuos muestreados al azar.

##### 3.1.2. Determinación del parámetro biótico biovolumen

Para cada individuo se mide la altura, el diámetro mayor y el diámetro menor para calcular el biovolumen, expresado en  $cm^3$ , que indica el tamaño del individuo. Se calcula asemejándolo a un esferoide mediante la fórmula:

$$V = \frac{4}{3}\pi d^2 h$$

Siendo  $d$ , el diámetro medio entre los diámetros mayor y menor y  $h$ , la altura.

### 3.1.3. Determinación de parámetros abióticos

Se determina la compactación bajo el dosel de los individuos, bajo la proyección horizontal de la cobertura, colocando el dinamómetro siempre al sur de la planta, a 2 cm del pie (figura 8). Midiendo también a 40 cm al sureste del individuo se obtiene la compactación en el intersticio.

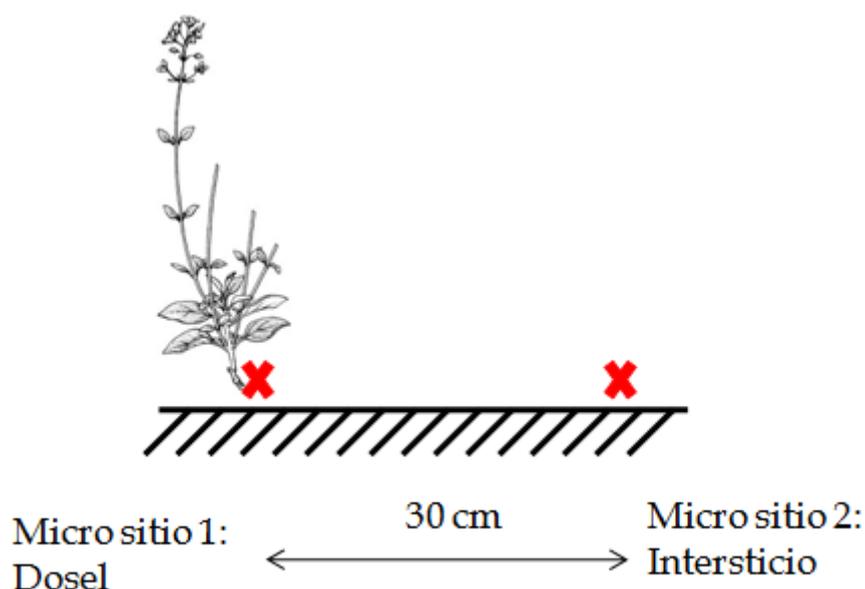


Figura 8: Micro sitios de medida de la compactación para cada individuo. Fuente: Elaboración propia. Imagen de la especie vegetal obtenida de: ver Bibliografía.

El dinamómetro mide en Newton (N) a través de una superficie de 2,54 cm<sup>2</sup>. Para transformar la compactación medida a kilo pascales (kPa), se aplica:

$$kPa = \left( \frac{N}{2,54cm^2} \right) * 10$$

La radiación solar incidente (PAR por las siglas en inglés de *Photosynthetic Active Radiation*) se mide colocando el aparato detrás del individuo, orientando la célula fotoactiva al sur (al Sol) y se realizan dos medidas, una en el ápice representando el 100%

de radiación recibida y la otra en el pie (figura 9). Se calcula el porcentaje que representa la radiación incidente medida en el pie del individuo con la siguiente fórmula:

$$PAR\ pie\ (\%) = \frac{PAR\ pie\ \left(\frac{umol}{m^2 * s}\right) * 100}{PAR\ ápice\ \left(\frac{umol}{m^2 * s}\right)}$$

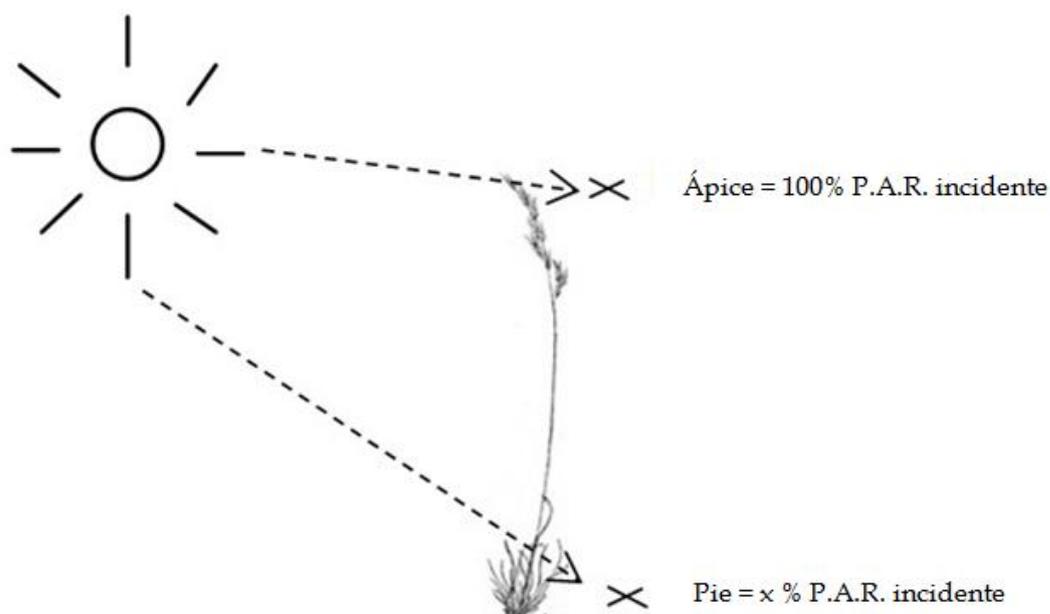


Figura 9: Metodología de toma de datos de la radiación solar incidente (PAR). Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía.

El bloqueo del PAR se calcula restándole al 100% el PAR incidente mediante la siguiente fórmula:

$$Bloqueo\ del\ PAR\ (\%) = 100 - PAR\ incidente\ (\%)$$

### 3.2. Metodología del análisis estadístico

Se elabora una matriz en una hoja de cálculo Excel, cuyas variables de estructura son: Zona (1: Natural, 2: Antropizada), Transecto (1 ó 2), Punto (De 0 a 500 cm), Micro Sitio (1: Dosel, 2: Intersticio), Asociado/No asociado (1: No asociado, 2: Asociado), Asociación Código (De 1 a 44 asociaciones diferentes, 45: Punto de observación vacío, 46: No asociado), Especie (Hs: *Helianthemum syriacum* Jacq. Dum. Cours., R: *Rosmarinus officinalis*, T: *Thymus vulgaris* L., Hst: *Helichrysum stoechas* L. Moench, Hsq: *Helianthemum squamatatum* L. Dum. Cours., D: *Dactylis*, Hf: *Herniaria fruticosa*, B: *Brachypodium retusum*,

C: *Coris monspeliensis* L., L: Linum) Fotografías de las especies estudiadas en Anexo III. Las variables dependientes son: Biovolumen en cm<sup>3</sup>, Compactación en kPa y Bloqueo del PAR en porcentaje. La variable independiente Micro Sitio estructura la matriz para introducir datos de la compactación bajo el dosel, por un lado, y en intersticios por otro. Por tanto, la variable de estructura Micro sitio sólo tiene sentido para analizar la variable dependiente Compactación.

El análisis, mediante estadística descriptiva basada en histogramas de frecuencias, de los datos de la ubicación espacial de los individuos y de las interacciones presentes en el área de estudio revela diferencias en la cantidad de individuos/m<sup>2</sup>, la cantidad de asociaciones presentes y la identidad de las especies que las componen, cantidad de individuos no asociados y de puntos de observación vacíos.

Utilizando el *software* de análisis predictivo IBM SPSS se eliminan los datos atípicos de las variables dependientes mediante diagramas de caja y bigote. Para ello, primero se divide la matriz de la misma forma que, posteriormente, se realizarán los contrastes de hipótesis, es decir, por las variables estructurales: Zona, Asociado/No asociado, Micro sitio y Especie, en ese orden.

Se realiza el test de normalidad Kolmogorov-Smirnov, por tener una muestra superior a 50 observaciones, a las variables dependientes para comprobar que los datos no se distribuyen de forma normal. Este análisis se realiza con la matriz completa, sin segmentar los datos.

Para contrastar las hipótesis se realizan pruebas de análisis no paramétricos U de Mann Whitney para muestras no relacionadas. Se seleccionan, en cada caso, la variable dependiente y la variable de agrupación correspondientes. El programa genera, para cada contraste, la hipótesis nula, el valor de significación y la indicación de aceptarla o rechazarla. Dividiendo la matriz por la variable de estructura que se ha elegido en la prueba U de Mann W., se analiza la media como estadístico descriptivo de las variables dependientes, con la desviación típica y el error típico medio como indicadores de la dispersión. El programa genera, para cada variable dependiente, el tamaño de muestra y los valores de los estadísticos seleccionados, agrupados según la división de datos anterior.

#### 4. RESULTADOS

##### 4.1. Análisis de la composición específica y las asociaciones intra e interespecíficas

La diferencia en el número de individuos de cada zona es de un 65% más de población en la zona antropizada, con una densidad de 59 individuos más m<sup>-2</sup>. En la zona antropizada hay un 39% más asociaciones y un 18% más de individuos no asociados. En cambio se encuentra un 45% menos de puntos de observación vacíos respecto a la zona natural (tabla 1 y figura 10).

	Zona natural		Zona antropizada	
<b>Nº de individuos</b>	94		270	
<b>Individuos/m<sup>2</sup></b>	31		90	
<b>Nº de asociaciones</b>	13		33	
<b>Nº de individuos no asociados</b>	17		95	
<b>Nº de puntos de observación vacíos</b>	20		9	
<b>Especies presentes (%)</b>	<b>Asociado</b>	<b>No asociado</b>	<b>Asociado</b>	<b>No asociado</b>
<i>B. retusum</i>	0	0	10	10
<i>C. monspeliensis</i>	1	0	2	1
Dactylis	1	0	4	0
<i>H. squamatum</i>	2	1	1	0
<i>H. syriacum</i>	5	3	12	12
<i>H. stoechas</i>	0	0	0	0
<i>H. fruticosa</i>	1	1	8	8
Linum	0	0	4	1

<i>R. officinalis</i>	5	0	2	0
<i>T. vulgaris</i>	1	1	3	1

Tabla 1: Características de la composición específica y asociaciones intra e interespecíficas en las zonas de estudio.

Las especies asociadas en la zona antropizada son las que presentan frecuencias de aparición más altas. En segundo lugar, en esa misma zona, las no asociadas. A continuación, en la zona natural, las especies asociadas aparecen con frecuencias más altas que las no asociadas (figura 9).

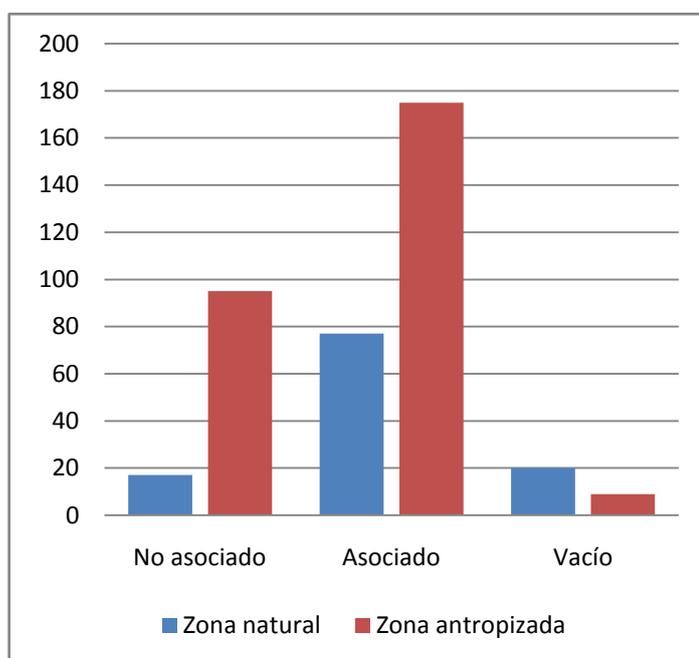


Figura 10: Frecuencias de individuos asociados, no asociados y puntos de observación vacíos en cada zona.

En la zona natural la asociación que más se repite es la nº 1, formada por *H. syriacum* y *R. officinalis*, se repite 7 veces. En segundo lugar, la asociación nº 2, formada por *H. syriacum*, *R. officinalis* y *T. vulgaris*, se repite 2 veces. El resto de las asociaciones (ver leyenda de código de asociaciones en Anexo I), de la nº 3 a la nº 13, sólo aparecen 1 vez (figura 11).

En la zona antropizada la asociación que más se repite es la nº 15, formada por *H. syriacum* y *B. retusum*, con frecuencia 11. A continuación la nº 18, formada por *H. syriacum*

y *H. fruticosa*, se repite 6 veces. La asociación n° 22 se repite 3 veces. Las asociaciones n° 29, 30 y 34 aparecen 2 veces y el resto, las n° 1, 12, 14, 16, 17, 19 a 21, 23 a 28, 31 a 33 y 35 a 44, aparecen 1 vez.

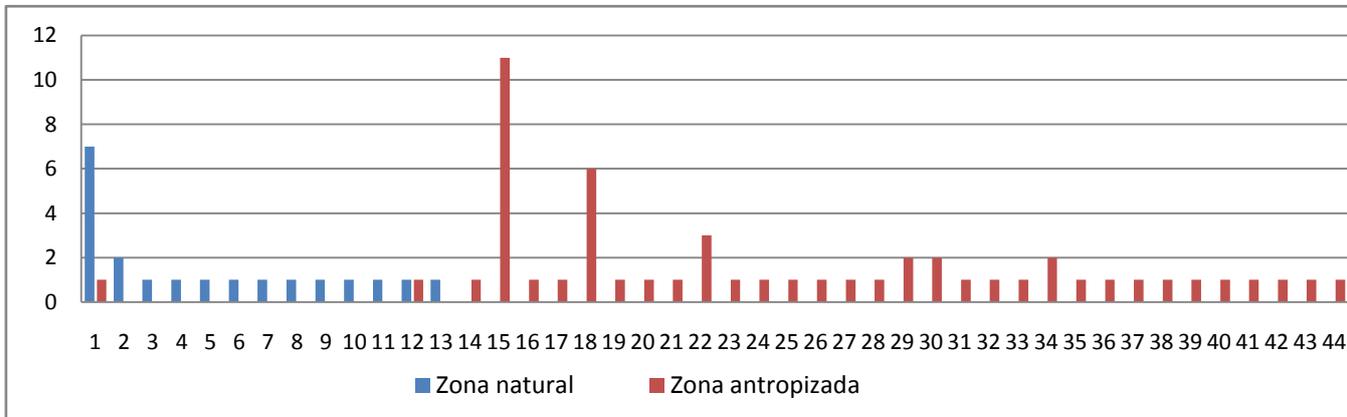


Figura 11: Frecuencias de las asociaciones en cada zona. Leyenda de los códigos de las asociaciones en Anexo I.

Más en detalle, la abundancia relativa de cada especie, figura 12 y frecuencias absolutas en Anexo II, muestra que *H. syriacum* presenta las frecuencias más altas de aparición, del 12% tanto para individuos asociados como para los no asociados, en la zona antropizada y del 5 y 3% en la zona natural para los individuos asociados y los no asociados respectivamente. A continuación *B. retusum* y *H. fruticosa* tienen frecuencias de aparición del 10 y 8%, respectivamente, en la zona antropizada, tanto para individuos asociados como para los no asociados. Mientras que, en la zona natural, *B. retusum* tiene una frecuencia del 0% y *H. fruticosa* del 1%. *R. officinalis* aparece con una frecuencia del 5% asociado en la zona natural, aparece con una frecuencia del 2% asociado en la zona antropizada y no aparece sin asociar.

Con una frecuencia del 4% aparecen *Linum* y *Dactylis* asociados en ambas zonas. *T. vulgaris* aparece con una frecuencia del 3% asociado en la zona antropizada. Y, con una frecuencia del 1% no asociados en la zona antropizada y, tanto asociado como no, en la zona natural. *C. monspeliensis* aparece, en la zona antropizada, con una frecuencia del 2% asociado. Del 1%, no asociado, en esa misma zona, y asociado en la zona natural y, del 0% no asociado, en la zona natural. *H. squamatum* aparece el 2% de las ocasiones asociado en la zona natural. El 1% no asociado, en la misma zona y asociado, en la zona antropizada. Mientras que la frecuencia es del 0% no asociado en la zona antropizada. Y *H. stoechas* tiene frecuencia de aparición del 0% en las dos zonas, tanto asociado, como no asociado.

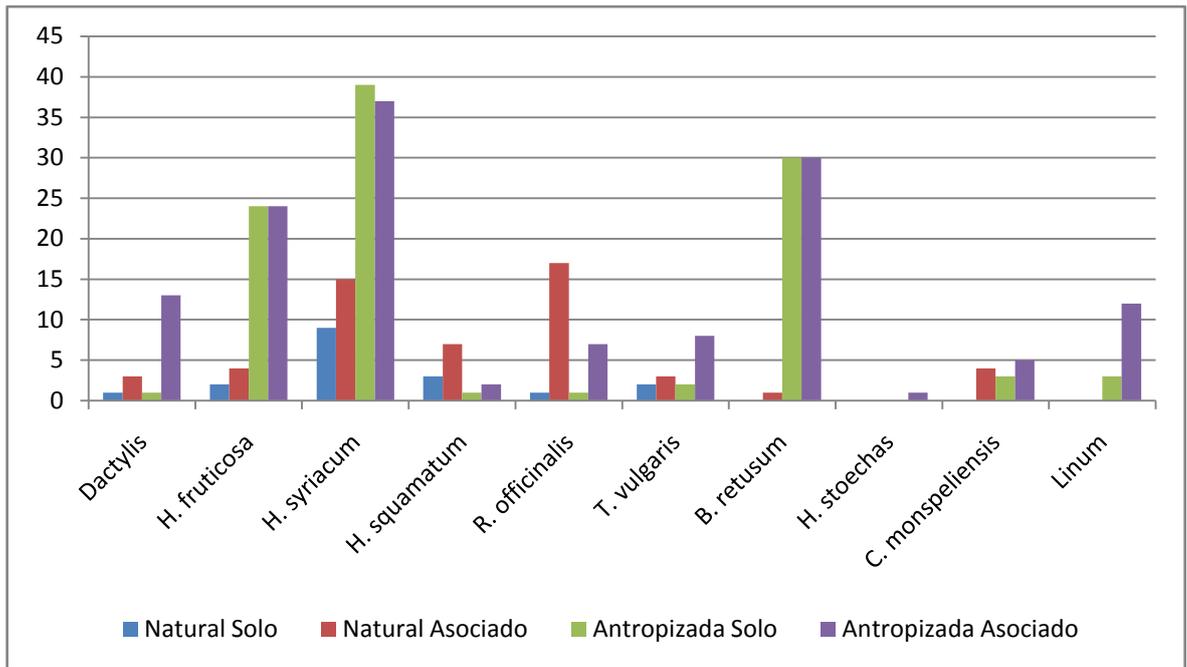


Figura 12: Individuos registrados de cada especie según aparecen asociados o no, en cada zona.

#### 4.2. Análisis del parámetro biótico biovolúmen

Los contrastes de hipótesis realizados con el *software* SPSS revelan los siguientes resultados respecto al biovolúmen de los individuos:

Zona natural	Zona antropizada
84.176,93 ± 24.313,91 a	4.538,89 ± 1.262,86 b

Tabla 2: Diferencias en el biovolúmen medio de los individuos, en  $\text{cm}^3$ , entre las zonas.

Hay diferencias significativas entre el biovolúmen medio de los individuos de ambas zonas de estudio. En la zona natural, el biovolúmen medio es de  $84176,93 \text{ cm}^3$  con un error típico de  $2431,91 \text{ cm}^3$  y, en la zona antropizada, el biovolúmen medio es de  $4538,89 \text{ cm}^3$  con un error típico de  $1262,86 \text{ cm}^3$ . En la zona natural los individuos son, de media,  $79.638 \text{ cm}^3$  más grandes que los de la zona antropizada (tabla 2 y figura 13).

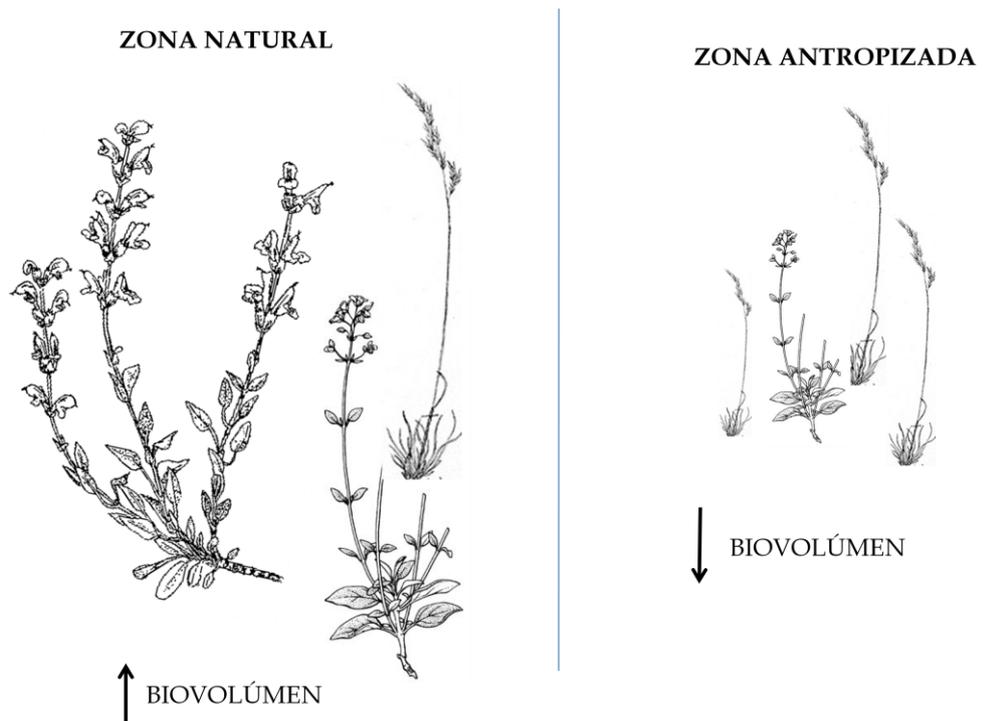


Figura 13: Diferencia en el biovolumen medio de los individuos de las zonas. Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía

#### 4.3. Análisis de la compactación edáfica

Hay diferencias significativas en la compactación según se mida bajo el dosel del individuo o en el micro sitio intersticio. Bajo el dosel de los individuos la compactación media es de  $187,5 \pm 2,5$  kPa mientras que en los intersticios es de  $267,1 \pm 3,6$  kPa. Bajo el dosel de los individuos hay 79,6 kPa menos de compactación media, que en los intersticios entre individuos (tabla 3).

Bajo el dosel	En intersticios
$187,49 \pm 2,46$ a	$267,07 \pm 3,58$ b

Tabla 3: Compactación edáfica, en kPa, en los micro sitios de medida.

La compactación media en la zona natural es de  $240,1 \pm 6,1$  kPa, mientras que, la de la zona antropizada, es de  $224,5 \pm 3$  kPa. En la zona natural hay 15,6 kPa más de compactación media, que en la zona antropizada (figura 14 y tabla 4).

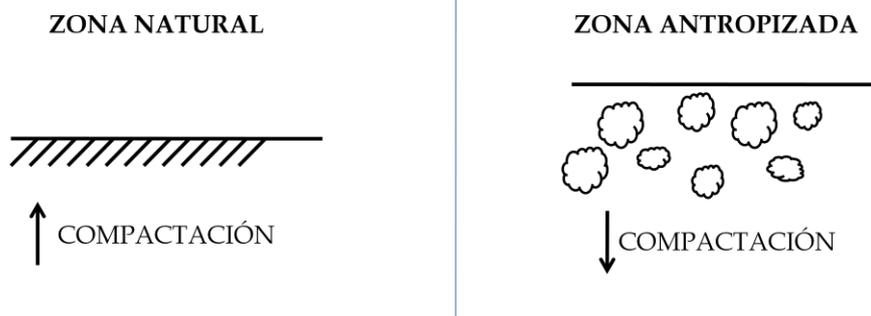


Figura 14: Representación de la diferencia en la compactación entre las zonas. Fuente: Elaboración propia.

En la zona natural, no hay diferencia en la compactación según los individuos estén asociados o no. Pero sí hay diferencias en la compactación medida en los diferentes intersticios, según los individuos están asociados o no. Así, bajo el dosel de los individuos asociados, la compactación es de  $194,89 \pm 5,79$  kPa, mientras que en los intersticios es de  $274,89 \pm 8,53$  kPa. Y, para los individuos no asociados, la compactación bajo el dosel es de  $216,51 \pm 15,9$  kPa y en los intersticios de  $294,19 \pm 20,93$  kPa. Hay por tanto una disminución de la compactación media bajo el dosel de los individuos asociados con respecto a los intersticios de 80kPa, y para los no asociados, de 77,68 kPa (tabla 4 y figura 15).

En la zona alterada, los individuos asociados presentan  $220,9 \pm 4,04$  kPa, mientras que los no asociados presentan una compactación de  $230,33 \pm 4,36$  kPa. Los individuos asociados presentan 9,43 kPa menos de compactación media. La compactación media bajo el dosel de los individuos asociados es de  $171,67 \pm 3,13$  kPa. Mientras que, en los intersticios entre los individuos, es de  $265,08 \pm 4,94$  kPa. La medida bajo el dosel de los individuos no asociados es de  $201,48 \pm 3,86$  kPa y en los intersticios  $260,81 \pm 6,6$  kPa. Por tanto, bajo el dosel de los individuos asociados hay, de media 93,41 kPa menos que en los intersticios entre los mismos. Mientras que bajo el dosel de los individuos no asociados hay, de media 59,33 kPa menos que en sus intersticios (tabla 4 y figura 15).

Zona natural		Zona antropizada	
240,09 $\pm$ 6,09 a		224,5 $\pm$ 3 b	
Asociados	No asociados	Asociados	No asociados
235,28 $\pm$ 6,5 a	254,24 $\pm$ 14,5 a	220,9 $\pm$ 4,04 a	230,33 $\pm$ 4,36 b

Dosel	Intersticios	Dosel	Intersticios	Dosel	Intersticios	Dosel	Intersticios
194,89 ± 5,79 a	274,89 ± 8,53 b	216,51 ± 15,9 a	294,19 ± 20,93 b	171,67 ± 3,13 a	265,08 ± 4,94 b	201,48 ± 3,86 a	260,81 ± 6,6 b

Tabla 4: Compactación edáfica, en kPa, en las zonas, los micro sitios y según, los individuos, estén o no asociados.

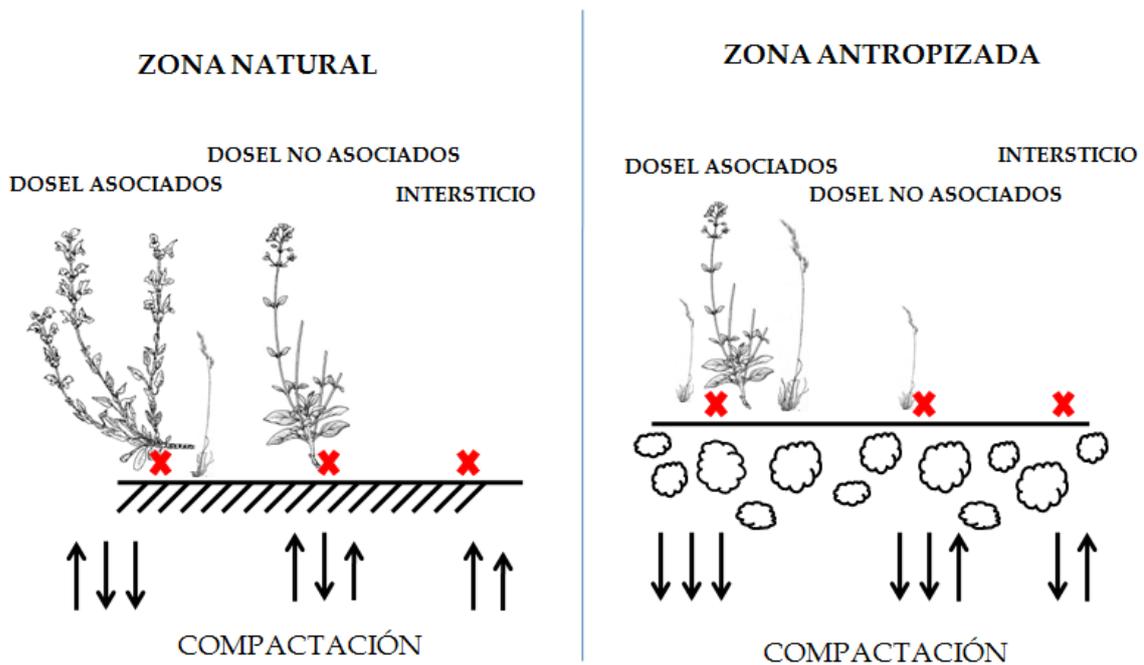


Figura 15: Representación de la diferencia en la compactación entre individuos asociados y no asociados, en cada zona. Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía

#### 4.4. Análisis del bloqueo de la radiación incidente (PAR)

En la zona natural el bloqueo de la radiación que los individuos ejercen es de  $80,4 \pm 2,8 \%$ , mientras que, en la zona antropizada, es de  $71,1 \pm 1,5 \%$ . En la zona natural el bloqueo de la radiación medio es del  $9,3 \%$  más, que en la zona antropizada (figura 16 y tabla 5).

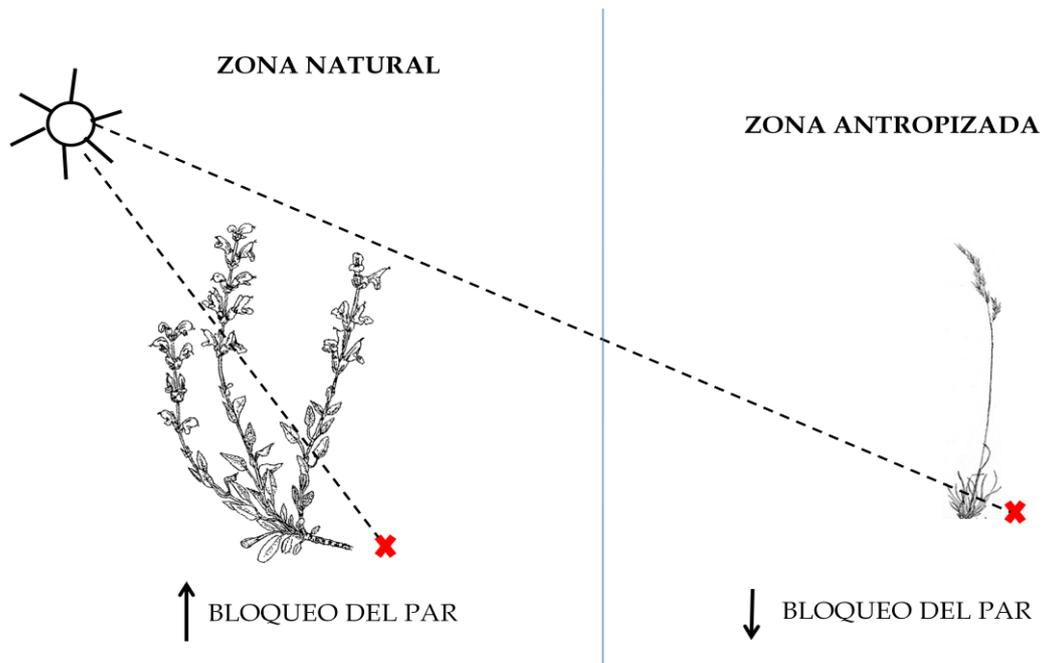


Figura 16: Representación de la diferencia en el bloqueo de la radiación incidente (PAR) entre las zonas. Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía

Atendiendo a si los individuos aparecen asociados o no, en la zona natural, los individuos asociados bloquean un  $89,8 \pm 1,5$  % de la luz que reciben, mientras que los no asociados, bloquea un  $52,8 \pm 6,7$  %. Por tanto, los individuos asociados bloquean un 37 % más la luz que los no asociados.

En la zona antropizada, los individuos asociados bloquean un  $78,9 \pm 1,6$  % de la radiación incidente, mientras que los no asociados, bloquean un  $60,6 \pm 2,3$  %. Por tanto, los individuos asociados bloquean un 18,4 % más la radiación que los no asociados (tabla 5 y figura 17).

Zona natural		Zona antropizada	
$80,39 \pm 2,8$ a		$71,11 \pm 1,47$ b	
Asociados	No asociados	Asociados	No asociados
$89,77 \pm 1,54$ a	$52,79 \pm 6,76$ b	$78,95 \pm 1,62$ a	$60,56 \pm 2,3$ b

Tabla 5: Bloqueo de la radiación incidente (PAR), en %, entre las zonas y según, los individuos, estén o no asociados.

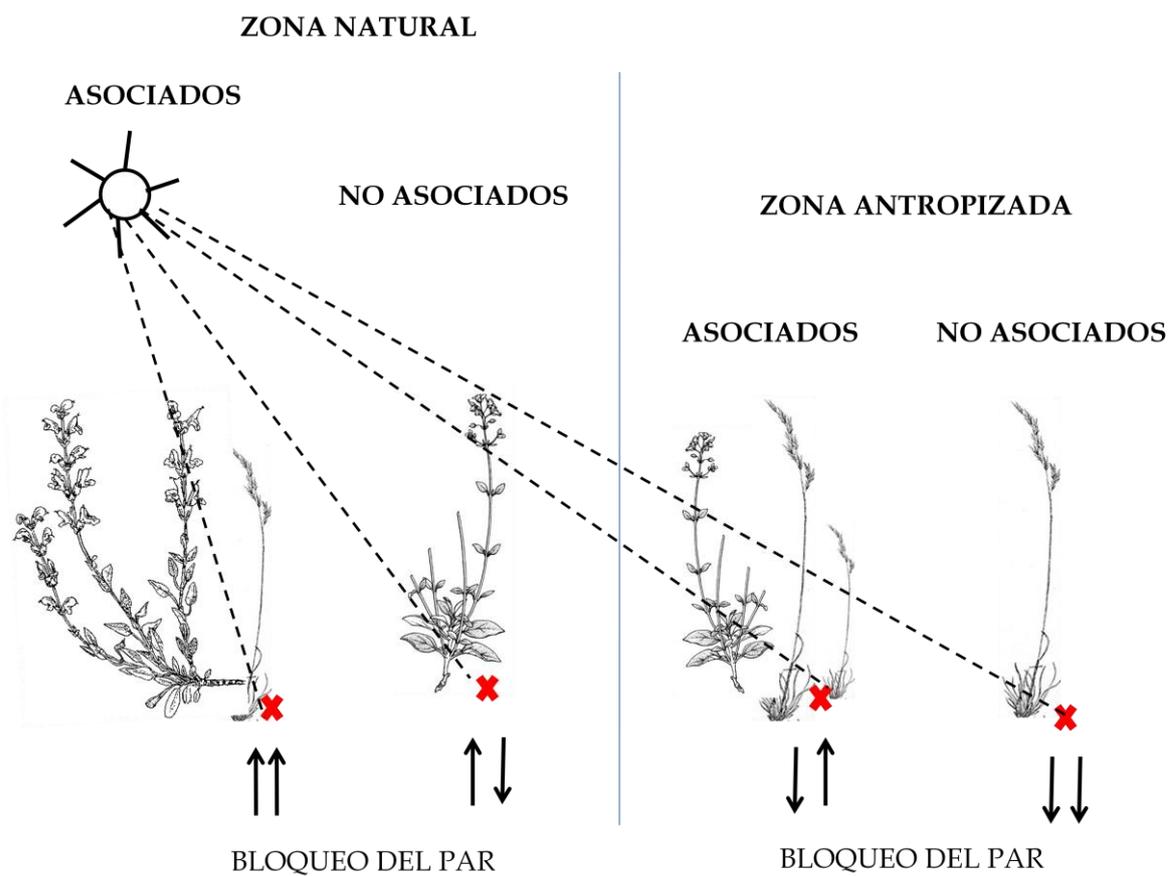


Figura 17: Representación de la diferencia en el bloqueo de la radiación incidente entre los individuos asociados y los no asociados, en cada zona. Fuente: Elaboración propia. Imágenes de las especies vegetales obtenidas de: ver Bibliografía

## 5. DISCUSIÓN

ZONA NATURAL			
Factores bióticos	Resultado	Efecto	Indicativo de estado sucesional ...
Nº individuos/m <sup>2</sup>	31		Avanzado
Biovolúmen (cm <sup>3</sup> )	84. 177		
<b>Ranking especies más abundantes</b>	1º) <i>H. syriacum</i> 2º) <i>R. officinalis</i> 3º) <i>H. squamatum</i> Facilitadoras: las más abundantes tanto en asociación como solas	1º) <i>H. syriacum</i> gipsovaga propia de estados intermedios de la sucesión 2º) <i>R. officinalis</i> gipsovaga propia de estados avanzados de la sucesión 3º) <i>H. squamatum</i> gipsófito propio de estados avanzados de la sucesión	Intermedio
<b>Factores abióticos</b>			
<b>Compactación edáfica</b>	Baja, pero mayor que en zona alterada	Restricción entrada generalistas bajo los doseles de los individuos asociados	Intermedios
<b>Bloqueo de la radiación incidente (PAR)</b>	Alto y mayor que en zona alterada	Balance facilitación/competencia en función de la fase del ciclo vital	Avanzados

Tabla 6: Zona natural.

<b>ZONA ANTROPIZADA</b>			
<b>Factores bióticos</b>	<b>Resultado</b>	<b>Efecto</b>	<b>Indicativo de estado sucesional</b> ...
<b>Nº individuos/m²</b>	90		Inicial
<b>Biovolúmen (cm³)</b>	4.539		
<b>Ranking especies más abundantes</b>	1º) <i>H. syriacum</i> 2º) <i>B. retusum</i> 3º) <i>H. fruticosa</i>  Facilitadoras: las más abundantes tanto en asociación como solas	1º) <i>H. syriacum</i> gipsovaga propia de estados intermedios de la sucesión  2º) <i>B. retusum</i> gipsovaga propia de estados iniciales de la sucesión  3º) <i>H. fruticosa</i> gipsófito propio de estados avanzados de la sucesión	Intermedios
<b>Factores abióticos:</b>			
<b>Compactación edáfica</b>	Menor (y baja)	Facilita establecimiento	Inicial
<b>Bloqueo de la radiación incidente (PAR)</b>	Menor (pero alto)	Balance facilitación/competencia en función de la fase del ciclo vital	Progresión

Tabla 7: zona antropizada

## 5.1. Evaluación de la composición específica y las asociaciones intra e interespecíficas

Las diferencias entre las zonas en el número de individuos/m<sup>2</sup>, número de asociaciones intra e interespecíficas y el *ranking* de especies más abundantes revelan diferentes estados de la sucesión vegetal.

En la zona alterada, en base a su composición específica, la mayor proporción de especies generalistas como *B. Retusum*, *Dactylis* o *Linum* y la menor proporción de especies propias de estados avanzados en estos ambientes como *R. officinalis* y *H. squamatum*, denotan inmadurez en la sucesión vegetal. Mientras que la elevada abundancia relativa de *H. syriacum*, especie gipsovaga propia de estados intermedios de la sucesión, y *H. fruticosum*, gipsófito estricto (Mota *et al.* 2009) endémico de la Península Ibérica (Aizpuru *et al.* 1999), indica que la sucesión avanza y la sitúa en etapas intermedias. Escudero *et al.* 2014 señalan que *H. syriacum*, sin ser un gipsófito, es una planta que, como *H. squamatum*, uno de los gipsófitos endémicos perennes más frecuentes de la Península Ibérica (Escudero *et al.* 1999), puede acumular más de 30 g de S kg<sup>-1</sup> de masa seca, lo que explica su facilidad para proliferar en estos suelos de yeso.

En la zona natural, la elevada frecuencia de especies de estados intermedios y avanzados como *H. syriacum* y *R. officinalis*, fanerófito perenne que se distribuye ampliamente en ecosistemas mediterráneos (Aizpuru *et al.* 1999) y la presencia de gipsófitos estrictos como *H. squamatum* (Mota *et al.* 2009), indican estados avanzados. Así como la disminución en la abundancia relativa de especies generalistas respecto a la zona alterada y que estas emerjan preferentemente bajo el dosel de otros individuos, donde la compactación edáfica es menor. Escudero *et al.* 2000b, explican que los gipsófitos son capaces de penetrar la dura costra física que se forma en la superficie de los suelos de yeso, pero las especies no estrictas del yeso solo pueden establecerse en las proximidades de los pies de los gipsófitos, ya que la compactación de las costras físicas bajo sus doseles es significativamente menor.

Esta configuración, para este tipo de zona (ambas zonas de estudio se emplazan en laderas de orientación norte) representa la máxima “estabilidad” a la que potencialmente puede llegar la zona natural de forma autónoma.

Además, estas especies demuestran, con su capacidad para reproducirse sin “ayuda” con la misma frecuencia que en interacción con otros individuos, que son ellas las que facilitan el establecimiento (funcionan como plantas nodriza) o alguna fase del desarrollo de los individuos que se establecen bajo su dosel. En la zona natural, la menor

cantidad y diversidad de asociaciones intra e interespecíficas y de individuos que presenta, confirma que se encuentra en un estado avanzado respecto a la alterada.

En cualquier caso y para ambas zonas, la abundancia de *H. syriacum* es un signo de progresión ya que las especies de etapas intermedias son capaces de instalarse en medios adversos, impulsando la sucesión vegetal al favorecer la progresión hacia comunidades más maduras, o bien constituyendo en sí mismas las comunidades máximas alcanzables cuando las condiciones ambientales son más desfavorables (Guirado y Mendoza 2000, Miranda *et al.* 2004).

La ladera de la zona antropizada presenta menor biomasa, con muchos individuos de pequeño tamaño, la vegetación tiene poca capacidad de retener agua, lo que indica inestabilidad del sistema en su estructura y funciones ya que tiene dificultades para, o no puede, controlar, los recursos entrantes (flujos de materia y energía). Los sustratos de yesos puros, como los del área de estudio, son muy infiltrables y permeables, hecho que origina que la escorrentía del agua de lluvia sea baja (Desir *et al.* 1992, Gutierrez Elorza *et al.* 1995). En climas semiáridos, la disponibilidad de agua en el suelo está controlada principalmente por factores topográficos (Montaña 1990) por lo que el desarrollo de la vegetación supondrá un aumento de la retención de agua durante los periodos de precipitaciones.

La presencia de costra brioliquénica y la abundancia de *R. officinalis* u otras especies cuyas raíces alcanzan gran desarrollo, como las del el gipsófito *H. squamatum* favorecerán la captación de agua en la zona natural. La costra brioliquénica que se desarrolla en las comunidades naturales de los ecosistemas de yesos, entre otras funciones, influyen en el depósito de sedimentos y la estabilización del suelo (Chaudhary *et al.* 2009), modulan flujos hidrológicos como la escorrentía y la infiltración (Maestre *et al.* 2002).

La compactación edáfica en la zona antropizada es sólo de 15,6 kPa menos, que en la zona natural. La compactación media de la zona natural es de 240 kPa, muy baja en términos absolutos en relación a los valores medidos por Escudero *et al.* 2000b en comunidades vegetales que crecen en laderas en ambientes semi áridos de yesos, de 466 kPa en la comunidad de *L. spartum*, 647 kPa en la comunidad de *Frankenia thymifolia* DESF. y 850 kPa en la comunidad de *Centaurea Hysopifolia* VAHL. Incluso, en algunas parcelas de plántulas en pendientes de yeso, midieron valores de compactación edáfica por encima de 1000 kPa.

Esta anormalmente baja compactación edáfica registrada en ambas zonas de estudio puede deberse a la orientación de las laderas y a una primavera anormalmente húmeda. La compactación es mayor en las laderas de solana, donde los niveles de radiación son más elevados que en las laderas de orientación norte. Además el mes de junio recibió un episodio de lluvias intenso, el porcentaje de precipitación registrado en la estación de Zaragoza-Aeropuerto fue del 309% respecto a las normales de referencia (Aemet 2015).

La baja compactación explica la abundancia de *R. officinalis* en la zona natural y de *B. retusum* en la antropizada, ambos crecen bien en suelos poco compactos y laderas norte, más húmedas, en sistemas yesíferos. En los ecosistemas de yesos, la disminución de la compactación de las costras físicas bajo los doseles de otras plantas permite, en esos micro sitios, el establecimiento de especies generalistas (Ballesteros *et al.* 2012).

La menor abundancia relativa de especies generalistas en la zona natural, apoyan lo observado por Romao y Escudero 2005. Encontraron que *Teucrium capitatum* L., un abundante caméfito gipsovago ibérico, emergía en una tasa significativamente menor cuando la corteza edáfica estaba intacta que cuando era removida experimentalmente. Por otro lado, bajos niveles de cobertura y compactación edáfica, que, en general presentan ambas zonas, puede provocar que las especies herbáceas dominen, compitiendo con los gipsófitos y retrasando la sucesión (Matesanz y Valladares 2007).

La zona natural presenta un aumento del bloqueo de la radiación del 9,3% respecto a la zona antropizada. Los valores registrados resultan, en general altos, del 80 y el 71% para la zona natural y la alterada, respectivamente, en comparación a los obtenidos por Padilla y Pugnaire 2008 bajo el dosel de *Retama sphaerocarpa*, bajo ramas apiladas y en huecos sin vegetación en ecosistemas mediterráneos, de 500  $\mu\text{mol m}^{-2}$  segundo<sup>-1</sup>, bajo Retama y ramas apiladas, similar a la radiación incidente media de la zona natural, y de más de 1000  $\mu\text{mol m}^{-2}$  segundo<sup>-1</sup> en los intersticios. Este dato muestra la mayor radiación incidente en los ecosistemas de yesos respecto a los mediterráneos, ya que los 1000  $\mu\text{mol m}^{-2}$  segundo<sup>-1</sup>, se sobrepasan ampliamente en cualquiera de las medidas tomadas en los ápices de las plantas, en la zona alterada. El biovolumen de los individuos, su morfología o, si interactúan con otros, lo densamente pobladas que estén las asociaciones, influyen en la medida del bloqueo de la radiación incidente. La medida del sombreado tomada al pie de grupos muy numerosos de individuos, como ocurre en la zona alterada, es alta, aunque su biovolumen medio no sea muy grande.

## 5.2. Modificación de los factores abióticos debido al efecto nodriza

En ambas zonas se registran gran cantidad de asociaciones intra e interespecífica, en relación a los individuos encontrados “solos”

Se observa relación entre que los individuos estén asociados y que haya modificación significativa de los factores abióticos. Presentan menor compactación bajo sus doseles y bloquean más la radiación incidente.

Se muestran a continuación dos tablas resumen en las que se compara los valores de las variables estudiadas en los individuos asociados respecto a los no asociados, en cada zona:

<b>Parámetro</b>	<b>Resultado</b>
<b>Compactación bajo el dosel no asociados - asociados (kPa)</b>	Los asociados presentan de media 21 kPa menos
<b>Bloqueo del PAR no asociados - asociados (%)</b>	Los asociados bloquean de media un 37% más

Tabla 8: Balance del efecto nodriza en la zona natural.

<b>Parámetro</b>	<b>Resultado</b>
<b>Compactación bajo el dosel no asociados - asociados (kPa)</b>	Los asociados presentan de media 29 kPa menos
<b>Bloqueo del PAR no asociados - asociados (%)</b>	Los asociados bloquean de media un 18% más

Tabla 9: Balance del efecto nodriza en la zona alterada.

El aumento del bloqueo de la radiación que presentan los individuos asociados respecto a los no asociados en la zona natural, del 37%, es el doble del que presentan en la zona antropizada, del 18,4%.

La compactación bajo el dosel de los individuos asociados, respecto a la de los individuos que crecen solos, es de 21 y 29 kPa menos, en la zona natural y en la alterada, respectivamente.

Gómez-Aparicio *et al.* 2005, analizando como factores abióticos la compactación del suelo y la luz recibida por las plantas a diferentes escalas, muestran que los intersticios entre las plantas muestran mayor irradiancia y menor profundidad de la máxima compactación del suelo que cualquier otro arbusto de las especies estudiadas, destacando el efecto positivo general de los arbustos sobre el rendimiento de las plántulas, principalmente en la supervivencia.

El sombreado puede suponer una disminución en la actividad fotosintética, pero la mayoría de las especies de ambientes áridos tienen el óptimo fotosintético por debajo de la radiación predominante en tales ambientes (Gómez-Aparicio *et al.* 2006) y muchos se benefician de la disminución de la radiación proporcionada por cubiertas de plantas perennes (Pugnaire *et al.* 2011). En la zona natural, donde el tamaño de los individuos es grande, el bloqueo de la luz que produzca *R. officinalis*, por ejemplo, tendrá efectos de competencia entre las plantas en crecimiento (Moro *et al.* 1997a) hasta que sus nichos se diferencien, si eso llega a ocurrir. En la zona alterada, el tamaño de las plántulas es similar al de los individuos con los que comparte la asociación, por lo que igualmente competirán, tratando de diferenciar sus nichos y reducir así la competencia.

En contraste a estudios previos, que encontraron un aumento en la competencia a medida que crecían las plántulas (Miriti 2006; Schiffers y Tielbörger, 2006;) argumentando que un aumento de la biomasa puede conducir a una mayor competencia (Miriti, 2006 para arbustos; Schiffers y Tielbörger, 2006 para anuales), Soliveres *et al.* 2010 hallaron un efecto neto facilitador de *Stipa tenacissima* L., un matorral nodriza, en *Lepidium subulatum*, un arbusto gipsófito, a lo largo de su vida. Evaluaron cómo la variabilidad espacio-temporal bajo estrés abiótico modulaba cambios ontogenéticos (en las fases del desarrollo) en la interacción entre *S. tenacissima* y *L. subulatum* en hábitats de yeso. Y observaron que la competencia se redujo gradualmente a medida que el arbusto envejecía, sugiriendo diferenciación de nicho a lo largo de la ontogenia.

También evaluaron cómo los cambios espacio-temporales en el estrés abiótico pueden modular múltiples cambios de facilitación/competencia. Y encontraron que la magnitud de la competencia se redujo con el aumento del estrés abiótico. Luzuriaga *et al.* 2012 evaluaron interacciones planta-planta a escala de comunidad en comunidades de plantas anuales ricas en especies propias de hábitats de yesos ibéricos. Descubrieron que las interacciones competitivas prevalecían entre años especialmente bajo las condiciones más estresantes, mientras las interacciones resultaron neutrales cuando las condiciones se

volvieron más suaves bajo los doseles de *S. tenacissima* (Escudero *et al.* 2014). Por lo encontrado en el presente estudio, a mayor estrés ambiental, en la zona alterada, los individuos asociados muestran menor compactación que los asociados en la zona natural, pero el aumento en el bloqueo de la radiación, de los asociados respecto a los no asociados, es menor.

La importancia del efecto nodriza cambia a través del tiempo y el espacio, como el balance neto en respuesta a condiciones como la tolerancia al estrés de las plántulas, la habilidad competitiva con la vegetación existente (Liancourt *et al.* 2005) y la dureza de los factores abióticos (Pugnaire y Luque 2001).

### 5.3. Evaluación de los estados sucesionales de cada zona

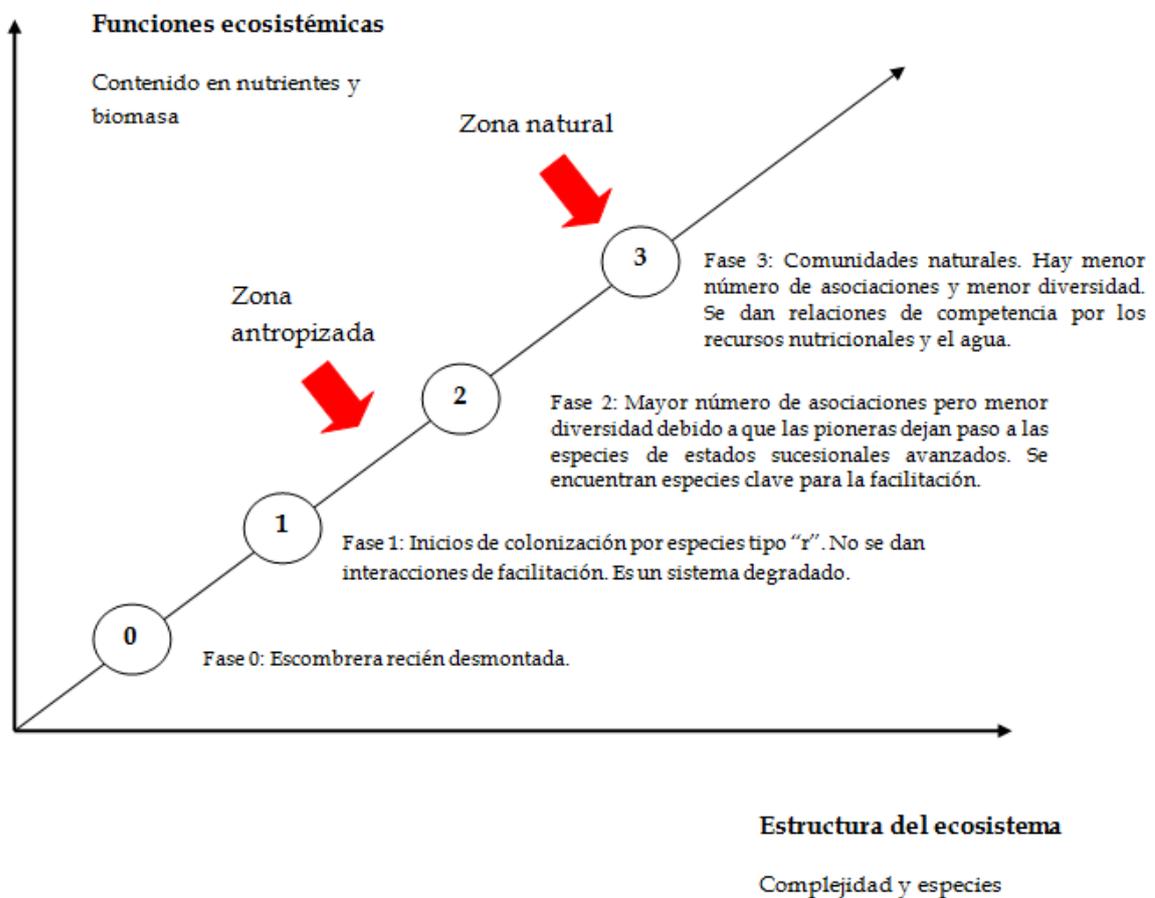


Figura 19: Fases de la sucesión vegetal en sistemas degradados de yesos. La zona antropizada se encuentra en un punto intermedio de la sucesión entre las fases 1 y 2. La zona natural se encuentra en la fase 3. Fuente: Elaboración propia a partir de Castillejo *et al.* No publicado.

La zona alterada, que constituía una zona de paso dentro de la cantera, en comparación con lo que ocurre en las plazas de cantera y en los frentes de avance, la sucesión no llegó a partir de cero. El terreno de la ladera de estudio conservaría, en el momento de su abandono, hace menos de 10 años, una parte del sustrato edáfico aunque los horizontes más superficiales se decaparon y la cubierta vegetal se eliminó. En base a la clasificación de las fases sucesionales típicas en escombreras de canteras de extracción de yesos propuesta por Castillejo *et al.* No publicada que se explica en la introducción y se resume en la figura 19, muestra encontrarse en un punto intermedio entre la fase 1, *Escombrera inestable en su estructura y funciones. Con inicios de colonización por especies tipo "r", fundamentalmente. No se dan interacciones de facilitación. Es un sistema degradado,* y la fase 2, *Fase sucesional intermedia con mayor número de asociaciones pero menor diversidad que en la fase anterior debido a que las pioneras, dejan paso a las especies propias de estados sucesionales avanzados, menos diversas y más especializadas. Se encuentran especies clave para la facilitación.*

Los factores topográficos, ladera y orientación norte, hacen disminuir la compactación edáfica e influyen en la sucesión en ambas zonas de estudio. Los valores del bloqueo de la radiación incidente son, en general altos, pese a las bajas tasas de cobertura. Y, aunque la proporción de gipsófitos en la zona natural no es alta, esta no muestra rasgos de degradación ya que la sucesión vegetal está avanzada y sus individuos alcanzan un tamaño que indica buen desarrollo. Por lo que, se situaría en la fase 3 de la clasificación (figura 18) *Comunidades naturales. Sistema en el que se articulan los flujos de materia y energía con estructura apropiada para realizar sus funciones ecosistémicas. Hay menor número de asociaciones y menor diversidad. Se dan relaciones de competencia por los recursos nutricionales y el agua.*

La presencia mayoritaria de *H. syriacum* en ambas zonas, corrobora lo apuntado por Guirado y Mendoza 2000 acerca de las especies de estados intermedios de la sucesión. Que impulsan la sucesión o constituyen en sí mismas las comunidades máximas alcanzables cuando las condiciones ambientales son más desfavorables. En el presente estudio, las condiciones desfavorables son las ya impuestas por los factores topográficos, ladera de orientación norte. La zona alterada sí progresa, pero la zona natural puede haber alcanzado su máximo.

## 6. CONCLUSIONES

1. La zona alterada, en base a su mayor proporción de generalistas como *B. Retusum*, *Dactylis* o *Linum*, la menor proporción de especies de estados avanzados como *R. officinalis* y *H. squamatum*, y al pequeño tamaño de sus individuos muestra inmadurez en la sucesión vegetal. En cambio, la gran cantidad y diversidad de asociaciones e individuos, y la presencia de especies clave para la facilitación, como *H. syriacum* o *H. Fruticosa*, la sitúan en una fase intermedia.

2. En la zona natural, la elevada frecuencia de especies de estados intermedios y avanzados, como *H. syriacum* y *R. officinalis*, la presencia de gipsófitos estrictos como *H. squamatum*, y la menor proporción de asociaciones e individuos que presenta respecto a la zona alterada, así como el mayor tamaño medio de sus individuos, muestra características típicas de comunidades naturales en laderas de orientación norte. Con un estado sucesional vegetal avanzado, con individuos que alcanzan un tamaño que indica buen desarrollo.

3. En ambas zonas se registran gran cantidad de asociaciones intra e interespecífica, en relación a los individuos encontrados “solos” y mediante los contrastes de los parámetros abióticos, compactación edáfica y bloqueo de la radiación incidente (PAR), entre los individuos asociados y los individuos que crecen solos, se demuestra la mejora en ambas zonas de las condiciones para el establecimiento de nuevos individuos debido al efecto nodriza.

4. *H. syriacum*, especie de estados intermedios de la sucesión, de presencia relevante en ambas zonas de estudio, representa la máxima comunidad vegetal potencial en la zona natural y favorece la progresión hacia una comunidad más madura en la zona alterada.

5. Los factores topográficos de las zonas de estudio, pendiente y orientación norte, parecen influir de forma importante en las bajas tasas de cobertura y compactación edáfica, así como en el elevado bloqueo de la radiación, medidos en ambas zonas.

6. Estas características muestran que la zona alterada, aunque muestra signos de recuperación, se encuentra aún degradada.

7. Mientras que, la zona natural, no muestra signos de degradación, se encuentra todo lo “estable” que potencialmente puede estar en base a las limitaciones que los factores abióticos imponen a la sucesión vegetal.

## 7. CONTINUACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN (*FURTHER RESEARCH*)

La continuación del presente estudio consistiría en una versión a largo plazo del mismo. Estableciendo cronosecuencias y registrando y comparando la flora colonizadora, en cada estado sucesional, con las comunidades no perturbadas, se investigarían los patrones de recuperación de especies gipsófilas después del abandono de la cantera. Como objetivo estaría la búsqueda de información que pueda ayudar a desarrollar un plan de restauración para la zona con una base científica ecológica.

Igualmente ayudaría a evaluar los efectos ecológicos y la evolución de la fragmentación del paisaje producido por la cantera de extracción de yesos. Y supondría mayor conocimiento del papel de las interacciones bióticas como impulsoras de la estructura y funcionamiento del ecosistema.

## 8. AGRADECIMIENTOS

A José Miguel Castillejo, por darme la oportunidad de hacer este trabajo y orientarme durante todo el proceso. Por todo lo que he aprendido realizándolo y por el tiempo que ha invertido.

A mis padres, Jesús y Paloma, a mi hermano Antonio y mi pareja, Adrián Fiestas, gracias a su apoyo este proyecto ha sido posible.

A mis acompañantes en los muestreos, Jose T. Jr por hacerlos más amenos y Bárbara por la ayuda recibida durante dos jornadas.

Muchas gracias a todos.

## 9. BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Estatal de Meteorología (Aemet) 2015. Avance meteorológico Junio 2015. Disponible en: [www.aemet.es](http://www.aemet.es)
- Agencia Estatal de Meteorología (Aemet) 2017. Guía resumida del clima en España 1981-2010. Disponible en: [www.aemet.es](http://www.aemet.es)
- Aizpuru I., Aseginolaza C., Uribe-Echebarría P.M., Urrutia P. y Zorrakin I. (eds.) *Claves ilustradas de la flora del País Vasco y territorios limítrofes*. Vitoria, 1999.
- Armas C. y Pugnaire F. I. 2005. Plant interactions govern population dynamics in a semi-arid plant community. *Journal of Ecology* **93**: 978–989 DOI: 10.1111/j.1365-2745.2005.01033.x.
- Ballesteros M., Cañadas E.M., Foronda A., Fernández-Ondoño E., Peñas J. y Lorite J. 2012. Vegetation recovery of gypsum quarries: short-term sowing response to different

soil treatments. *Applied Vegetation Science* **15**: 187-197 DOI: 10.1111/j.1654-109X.2011.01166.x.

- Bochet E., Tormo J. y García-Fayos P. 2010. Native species for roadslope revegetation: selection, validation and cost effectiveness. *Restoration Ecology* **18**: 656-663 DOI: 10.1111/j.1526-100X.2008.00496.x

- Bowker M. A., Soliveres S. y Maestre F. T. 2010b. Competition increases with abiotic stress and regulates the diversity of biological soil crusts. *Journal of Ecology* **98**, 551-560 DOI: 10.1111/j.1365-2745.2010.01647.x.

- Boyadgiev T.G. y Verheye W.H. 1996. Contribution to a utilitarian classification of gypsiferous soil. *Geoderma* **74**: 321-338 DOI: 10.1016/S0016-7061(96)00074-2.

- Bradshaw A. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. Pages 53-75 in W.R. Jordan III, M.E. Gilpin and J.D. Aber, editors. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Bradshaw A. 2000. The use of natural processes in reclamation - advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning* **51**: 89-100 DOI: 10.1016/S0169-2046(00)00099-2.

- Bridges E.M. y Burnham C.P. 1980. Soils of the state of Bahrain. *Journal of Soil Science* **31**: 689-707 DOI: 10.1111/j.1365-2389.1980.tb02115.x.

- Burton P.J. y Macdonald S. 2011. The restorative imperative: challenges, objectives and approaches to restoring naturalness in forests. *Silva Fennica* **45**(5): 843-863. Disponible en: <http://www.metla.fi/silvafennica/full/sf45/sf455843.pdf>

- Castillejo J.M. y Castello R. 2010. Influence of the application rate of an organic amendment (municipal solid waste [MSW] compost) on gypsum quarry rehabilitation in semi- arid environments. *Arid Land Research and Management* **24**: 344-364. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1080/15324982.2010.502920>.

- Chaudhary V. B., Bowker M. A., O'Dell T. E., Grace J. B., Redman A. E., Rillig M. C. y Johnson N. C. 2009. Untangling the biological contributions to soil stability in semiarid shrublands. *Ecological Applications* **19**: 110-122 DOI: 10.1890/07-2076.1.

- Clewell A.F. y Aronson J. 2007. *Ecological restoration. Principles, values and Structure of an Emerging Profession*. Island Press, Washington, D.C. DOI: 10.5822/978-1-59726-323-8

- Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón (CPNA) 2009. Propuesta del Consejo de protección de la naturaleza para la creación y gestión de un cinturón estepario protegido al sur de Zaragoza. Zaragoza. Disponible en:

<http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/MedioAmbiente/Documentos/docs2/Nueva%20area/Centros/ConsejoProteccionNaturalezaAragon/Dictamenes/2009/estepario.pdf>

- De las Heras M. 2009. Efectos ecológicos de la erosión en laderas derivadas de la minería del carbón a cielo abierto (Tesis doctoral). Universidad de Alcalá, Madrid.

- Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Alicante. El yeso. Alicante, España. Universidad de Alicante. Disponible en: <http://iq.ua.es/Yeso/economicos.htm>

- Desir G., Lirvent Mira J., Gutiérrez Elorza M. y Sancho Marcén C. 1992. Primeros datos sobre procesos y tasas de erosión en ladera sobre materiales yesíferos, sector central de la Depresión del Ebro. En: López Bermúdez F., Conesa García C. y Romero Díaz M.A.

(Eds), *Estudios de Geomorfología en España*, pp. 45–54. Murcia: Sociedad Española de Geomorfología. 816 pp.

- Directiva 92/43 del Consejo de la Comunidad Europea sobre la conservación de los hábitats y de la fauna y flora silvestres. Comunidad Europea, Bruselas, Bélgica Disponible en: <https://www.boe.es/doue/1992/206/L00007-00050.pdf>.

- Duvigneaud P. y Denaeyer-De Smet S. 1966. Accumulation du soufre dans quelques espèces gypsophiles d'Espagne. *Bulletin de la Société de Botanique de Belgique* **99**: 263–269.

- Duvigneaud P. y Denaeyer-De Smet S. 1968. Essai de classification chimique (elements minéraux) des plantes gypsicolas du Bassin de l'Ebre. *Bulletin de la Société royale de Botanique de Belgique* **101**:279–291.

- Duvigneaud P. y Denaeyer-De Smet S. 1973. Considérations sur l'écologie de la nutrition minérale des tapis végétaux naturels. *Oecologia Plantarum* **8**: 219–246.

- Escudero A. 2009. 1520 Vegetación gipsícola mediterránea (*Gypsophiletalia*). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 78 p.

- Escudero A, Somolinos RC, Olano JM y Rubio A. 1999. Factors controlling the establishment of *Helianthemum squamatum*, an endemic gypsophile of semi-arid Spain. *Journal of Ecology* **87**: 290–302 DOI: 10.1046/j.1365-2745.1999.00356.x.

- Escudero A., Iriondo J. M., Olano J. M., Rubio A. y Somolinos R. 2000b. Factors affecting the establishment of a gypsophyte, the case of *Lepidium subulatum*. *American Journal of Botany* **87**: 861–871.

- Escudero A., Palacio S., Maestre F.T. et Luzuriaga A.L. 2014. Plant life on gypsum: a review of its multiple facets. *Biol. Rev.* DOI: 10.1111/brv.12092

- Fowler N. 1986. The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics* **17**: 89–110 Disponible en: <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000513>.

- Ghose M.K. 2004. Restoration and revegetation strategies for degraded mine land for sustainable mine closure. *Land Contamination and Reclamation* **12**: 363–378.

- Gómez-Aparicio L., Valladares F., Zamora R. y Quero J. L. 2005. Response of tree seedlings to the abiotic heterogeneity generated by nurse shrubs: an experimental approach at different scales. *Ecography* **28**: 757–768. DOI: 10.1111/j.2005.0906-7590.04337.x

- Gómez-Aparicio L., Valladares F., Zamora R., 2006. Differential light responses of Mediterranean tree saplings: linking ecophysiology with regeneration niche in four co-occurring species. *Tree Physiology* **26**: 947–958.

Graf M. D. 2009. Literature review on the Restoration of Alberta's Boreal Wetlands. Affected by oil, gas and in situ oil sands development. Disponible en: [http://www.biology.ualberta.ca/faculty/stan\\_boutin/ilm/uploads/footprint/Graf%20Wetland\\_Restoration\\_Review%20FINAL-Small%20File.pdf](http://www.biology.ualberta.ca/faculty/stan_boutin/ilm/uploads/footprint/Graf%20Wetland_Restoration_Review%20FINAL-Small%20File.pdf)

- Guerrero J. 1998. Respuesta de la vegetación y de la morfología de las plantas a la erosión del suelo. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón, Serie Investigación.

- Guerrero J., Alberto F., Maestro M., Hodgson J. y Montserrat G. 1999b. Plant community patterns in a gypsum area of NE Spain. II. Effects of ion washing on topographic distribution of vegetation. *Journal of Arid Environments* **41**: 411-419. Disponible en: <http://www.idealibrary.com>
- Guerrero-Campo J. 1996-1997. Procesos erosivos intensos en las áreas marginales de la Depresión del Ebro y el Pirineo. Interpretación de los patrones de la vegetación. *Cuadernos I. Geográfica*. Logroño. **22-23** :57-79
- Guirado J. y Mendoza R. 2000. La regeneración del medio forestal almeriense. En *Desertificación en Almería* (eds. Carmona, M. y Sánchez, M.), pp. 101-110, Grupo Ecologista Mediterráneo, Almería, España
- Gutiérrez Elorza M., Sancho Marcén C., Desir Valen G., Sirvent Mira J., Benito Ferrández G. y Calvo Cases, A. 1995. *Erosión hídrica en terrenos arcillosos y yesíferos de la Depresión del Ebro*. Zaragoza: Universidad de Zaragoza, ICONA. 375 pp
- Herrero J., Porta J. y FeHdoroff N. 1992. Hypergypsic soil micromorphology and landscape relationships in Northeastern Spain. *Soil Science Society of American Journal* **56**: 1188-1194. DOI: 10.2136/sssaj1992.03615995005600040031x
- Higgs E.S. 1997. What is good restoration? *Conservation Biology* **11**: 338-348. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1997.95311.x
- Hodgson J., Montserrat G., Alberto F., García Ruiz J.M., Guerrero J. y Colasanti R. 1994. A comparison of the functional characteristics of plants from sedimenting and eroded areas with particular reference to the gypsum hills of the Ebro Depression. En: Arnáez J., García Ruiz J.M., Gómez Villar A. eds. *Geomorfología en España*. Logroño, Spain: *Sociedad Española de Geomorfología*, 239-251.
- Ibarra P. 2004. La diversidad edáfica del territorio aragonés. En: Peña J.L., Longares L.A. y Sánchez M. (Eds.) *Geografía Física de Aragón. Aspectos generales y temáticos*. Universidad de Zaragoza e Institución Fernando el Católico. Zaragoza. ISBN: 84-96214-29-X.
- Johnston I.M. 1941. Gypsophily among Mexican desert plants. *Journal of the Arnold Arboretum* **22**: 145-170.
- Liancourt P., Callaway R. M. y Michalet R. 2005. Stress tolerance and competitive-response ability determine the outcome of biotic interactions. *Ecology* **86**:1611-1618. DOI: 10.1890/04-1398
- Luzuriaga A. L., Sánchez A. M., Maestre F. T. y Escudero A. 2012. Assemblage of a semi-arid annual plant community, abiotic and biotic filters act hierarchically. *PLoS One* **7**, e41270.
- Macau F. y Riba O. 1966. Situación, características y extensión de los terrenos yesíferos en España. I. En: *International Symposium on Public Works Construction in Gypsiferous Terrains*, Madrid. **5**: 157-184.
- Maestre F. T., Huesca M. T., Zaady E., Bautista S. y Cortina J. 2002. Infiltration, penetration resistance and microphytic crust composition in contrasted microsites within a Mediterranean semi-arid steppe. *Soil Biology & Biochemistry* **34**: 895-898. Disponible en: <http://maestrelab.com/wp-content/uploads/2015/10/sbb2002.pdf>
- Marqués M.J., Jiménez L., Pérez-Rodríguez R., García-Ormaechea S. y Bienes R. 2005. Reducing water erosion in a gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. *Land Degradation and Development* **16**: 339-350. DOI: 10.1002/ldr.658

- Matesanz S. y Valladares F. 2007. Improving revegetation of gypsum slopes is not a simple matter of adding native species: insights from a multispecies experiment. *Ecological Engineering* **30**: 67–77.
- Matesanz S., Escudero A. y Valladares F. 2009. Influence of three co-occurring global change drivers on the survival, growth, phenology and reproduction of a Mediterranean shrub. *Ecology* **90**: 2609–2621
- Merlo M.E., Mota J.F., Cabello J. y Alemán M.M. 1998. La gipsofilia en plantas: un apasionante edafismo. *Investigación y Gestión* **3**: 103–112.
- Meyer E. y García-Moya E. 1989. Plant community patterns and soil moisture regime in gypsum grasslands of north central Mexico. *Journal of Arid Environments* **16**: 147–155.
- Miranda J.D., Padilla F.M. y Pugnaire F.I. 2004. Sucesión y restauración en ambientes semiáridos. *Ecosistemas* 2004/1 Disponible en: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/investigacion4.htm>
- Miriti N. M. 2006. Ontogenic shift from facilitation to competition in a desert shrub. *Journal of Ecology* **94**: 973–979 DOI: 10.1111/j.1365-2745.2006.01138.x
- Montaña C. 1990. A floristic-structural gradient related to land forms in the southern Chihuahuan Desert. *Journal of Vegetation Science*, **1**: 669–674
- Moreno J.C. (coord.) 2008. Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas), Madrid, ES. Disponible en: <https://www.uam.es/otros/consveg/documentos/listaroja08baja.pdf>
- Moro M.J., Pugnaire F.I., Haase P. y Puigdefábregas J. 1997a. Effect of the canopy of *Retama sphaerocarpa* on its understory in a semi-arid environment. *Functional Ecology* **11**: 425–431.
- Mota J.F., Sánchez Gómez P., Merlo Calvente M.E., Catalán Rodríguez P., Laguna Lumbreras E., Rot M. de la Cruz, Navarro Reyes F.B., Marchal Gallardo F., Bartolomé Esteban C., Martínez Labarga J.M., Sainz Ollero H., Valle Tendero F., Serra Laliga L., Martínez Hernández F., Garrido Becerra J.A. y Pérez García F.J., 2009. Aproximación a la checklist de los gipsófitos ibéricos. *Anales Biol.*, Fac. Biol., Univ. Murcia **31**: 71–80.
- Mota J.F., Sola A.J., Dana D.E. y Jiménez-Sánchez M.L. 2003. Plant succession in abandoned gypsum quarries. *Phytocoenologia* **33**: 13–28. DOI: 10.1127/0340-269X/2003/0033-0013
- Mota J.F., Sola A.J., Jiménez-Sánchez M.L., Pérez-García F.J. y Merlo M.E. 2004. Gypsicolous flora, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* **13**: 1797–1808. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000035866.59091.e5>
- Muzzi E., Roffi M., Sirotti M. y Bagnaresi U. 1997. Revegetation techniques on clay soil slopes in northern Italy. *Land Degradation and Development* **8**: 127–137. DOI: 10.1002/(SICI)1099-145X(199706)8:2<127::AID-LDR248>3.0.CO;2-B
- Navarro F.B., Lorite J., Fernández-Ondoño E., Ripoll M.A., y Jiménez M.N. 2008. *Stipa tenacissima* as a nurse plant of the endemic species *Haplophyllum bastetanum* near Granada, SE Spain. *Applied Vegetation Science* **11**: 63–72. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2008.tb00205.x

- Navas A. 1988. La participación de los yesos en la salinización de las aguas superficiales de la Cuenca del Ebro. Facultad de Ciencias. Universidad de Zaragoza.
- Padilla F. M. y Pugnaire F. I. 2008. Species identity and water availability determine establishment success under the canopy of *Retama sphaerocarpa* shrubs in a dry environment. Society for Ecological Restoration International. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2008.00460.x
- Palacio S., Azorín J., Montserrat-Martí G. y FerriGo J. P. 2014. The crystallization water of gypsum rocks is a relevant water source for plants. *Nature communications* **5**. DOI: 10.1038/ncomms5660.
- Palacio S., Escudero A., Montserrat-Martí G., Maestro M., Milla R. y Albert MJ. 2007. Plants living on gypsum: beyond the specialist model. *Annals of Botany* **99**: 333-343. DOI: 10.1093/aob/mcl263
- Parsons R. F. 1976. Gypsophily in plants. A review. *American Midland Naturalist* **96**: 1-20. DOI: 10.2307/2424564
- Pugnaire F. I. y Luque M. T. 2001. Changes in plant interactions along a gradient of environmental stress. *Oikos* **93**:42-49. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2001.930104.x
- Pugnaire F. I., Armas C. y Maestre F. T. 2011. Positive plant interactions in the Iberian Southeast: Mechanisms, environmental gradients, and ecosystem function. *Journal of Arid Environments* **75**: 1310-1320. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2011.01.016
- Puigdefábregas J. y Sánchez G. 1996. Geomorphological implications of vegetation patchiness on semi-arid slopes. En: Anderson, M.A., Brooks, S.M. (Eds.), *Advances in Hillslope Processes*, Volume 2. John Wiley and Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 1027-1060.
- Rabasa S. G., Gutiérrez D. y Escudero A. 2009. Temporal variation in the effects of habitat fragmentation on reproduction of a Mediterranean shrub *Colutea hispanica*. *Plant Ecology* **200**: 241-254.
- Real Decreto 2994/1982 de 15 de octubre, sobre restauración de espacio natural afectado por actividades mineras. BOE núm. 274, de 15 de noviembre de 1982, páginas 31246 a 31247 (2 págs.) Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1982-29687>
- Real Decreto 975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras. BOE núm. 143, de 13 de junio de 2009, páginas 49948 a 49993 (46 págs.) Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2009-9841>
- Romao R. L. y Escudero A. 2005. Gypsum physical soil crusts and the existence of gypsophytes in semi-arid central Spain. *Plant Ecology* **181**: 127-137. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11258-005-5321-x>
- Schiffers K. y Tielbörger K. 2006. Ontogenetic shifts in interactions among annual plants. *Journal of Ecology*. **94**: 336-341 DOI: 10.1111/j.1365-2745.2006.01097.x
- Schupp E. W. 1995. Seed seedling conflicts, habitat choice, and patterns of plant recruitment. *American Journal of Botany* **82**:399-409. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/2445586>
- Soliveres S., Desoto L., Maestre F. T. y Olano J.M. 2010. Spatio-temporal heterogeneity in abiotic factors can modulate multiple ontogenetic shifts between

competition and facilitation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **12**, 227–234. DOI:10.1016/j.ppees.2010.02.003

Soriano M.A. 2011. Geología y geomorfología en la delimitación comarcal de Zaragoza En: Gobierno de Aragón. Departamento de Política Territorial, Justicia e Interior (Eds.) *Delimitación comarcal de Zaragoza. Colección Territorio 36*. Gobierno de Aragón. Disponible en:

[http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/PoliticaTerritorialJusticiaInterior/Areas/01\\_Ordenacion\\_territorio/05\\_Publicaciones/01\\_Coleccion\\_Territorio/36\\_Zaragoza/15\\_31.pdf](http://www.aragon.es/estaticos/GobiernoAragon/Departamentos/PoliticaTerritorialJusticiaInterior/Areas/01_Ordenacion_territorio/05_Publicaciones/01_Coleccion_Territorio/36_Zaragoza/15_31.pdf)

- Tormo J., Bochet E. y García-Fayos P. 2007. Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection and hydroseeding. *Restoration Ecology* **15**: 97–102. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2006.00194.x

- Van Andel J., Grootjans A. P. y Aronson J. 2012 *Unifying Concepts*, in *Restoration Ecology: The New Frontier*, Second edition (eds J. van Andel and J. Aronson), John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK. DOI: 10.1002/9781118223130.ch2.

- Fuentes en línea de las imágenes

De la imagen de satélite para elaborar la figura 2:

- Google maps. 2017 Digital Globe Google. Instituto Geográfico Nacional.

De las especies vegetales usadas para elaborar las figuras nº 7 a 9 y 13 a 17:

- <http://www.botanical-online.com/medicinalssalviaofficinalisdibuix.gif>
- [http://floragon.ipe.csic.es/dibujos/FestucaMarginataAndres-molinae\\_1.jpg](http://floragon.ipe.csic.es/dibujos/FestucaMarginataAndres-molinae_1.jpg)
- [http://floragon.ipe.csic.es/dibujos/HelianthemumCinereumRotundifolium\\_1.jpg](http://floragon.ipe.csic.es/dibujos/HelianthemumCinereumRotundifolium_1.jpg)

