

Factores que afectan a la distribución espacial de vegetación freatofita (*Ziziphus lotus*) en el acuífero costero de Torre García (sureste de España)

Guirado Hernández E.

Tutelado por

Cabello Piñar J.¹, Gisbert Gallego J.¹, Alcaraz-Segura D.²

¹ Departamento de Biología y Geología de la Universidad de Almería

² Departamento de Botánica de la Universidad de Granada

2012/2013



AGRADECIMIENTOS

Para elaborar este trabajo, se han usado datos y medios proporcionados por el Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global y por el Departamento de Biología y Geología de la Universidad de Almería.

Agradezco a Javier Cabello, Juan Gisbert y Domingo Alcaraz el apoyo y la ayuda para realizar este estudio bajo sus tutelas.

A Francisco Sánchez por proporcionar material histórico y su apoyo.
A Cecilio Oyonarte, y Fernando Sola por facilitar información para la elaboración del trabajo.

Por su ayuda incondicional a Emilio Caballero, José Luis Molina, Ana, Gabi, Miguel, Antonio, Raquel, Patricia, Eva y Paco.

En especial a Mar mi compañera y a mi familia por estar siempre conmigo.

Gracias a todos.

TABLA DE CONTENIDOS

1. RESUMEN	6
2. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES	7
3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS	13
4. METODOLOGÍA.....	14
4.1. Contexto geológico e hidrogeológico del zona de estudio	14
4.2. Diseño experimental y estratificación del área de estudio.....	18
4.3. Estudio geofísico. Sondeo Eléctrico Vertical	19
4.3.1. Interpretación de las capas del terreno y detección del interfase agua dulce – agua salina	22
4.3.2. Modelo digital del terreno	23
4.4. Evaluación de la estructura de la población de <i>Z. lotus</i> : reconocimiento y cartografía de agregados de <i>Ziziphus lotus</i>	25
4.5. Análisis de las relaciones entre el acuífero y la vegetación freatofita.	28
4.5.1. Análisis de la estructura de la población de <i>Z. lotus</i> a través de los sectores hidrogeológicos	28
4.5.2. Análisis de los patrones espaciales de la población de <i>Z. lotus</i> : vinculación a las fallas.....	29
5. RESULTADOS	31
5.1. Curvas de resistividad aparente y profundidad del nivel piezométrico.	31
5.2. Reconocimiento y cartografía de agregados de <i>Z. lotus</i>	36
5.2.1. Calidad de la clasificación obtenida mediante Ecognition de los agregados de <i>Ziziphus lotus</i> en los sectores de estudio	37
5.3. Estructura y patrón espacial de las poblaciones de <i>Z. lotus</i> a lo largo de los sectores.....	39
5.4. Agregación espacial de los individuos de <i>Ziziphus lotus</i> en relación a las fallas. 42	
6. DISCUSIÓN	47
6.1. Efectos de las diferencias en las características del acuífero y las fallas sobre la estructura y los patrones espaciales de la población de <i>Z. lotus</i>	47
6.2. Análisis conjunto de resultados obtenidos por sectores.	49
7. CONCLUSIONES	51
8. REFERENCIAS	52

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema ilustrativo de un ecosistema dependiente de aguas subterráneas en un acuífero costero detrítico en zonas áridas. (Modificado de Foster <i>et al.</i> , 2007). En amarillo se representa la capa eólica arenas, en color marrón areniscas y conglomerados.	8
Figura 2. Precipitación acumulada (mm) de los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre de la estación meteorológica del aeropuerto de Almería. Fuente Instituto Nacional de Estadística (INE)	11
Figura 3. Detalle de los estomas de <i>Ziziphus lotus</i> x200 en época estival visualizados con microscopio electrónico.	11
Figura 4. Panorámica de la zona de estudio. Investigadores junto a matorral arborescente de <i>Ziziphus lotus</i> con un verdor característico en época estival.	12
Figura 5. Área de estudio. Situación del ecosistema dependiente de acuífero costero de Torre García en el Parque Natural de cabo de Gata-Níjar, Almería (España)...	14
Figura 6. Mapa geológico de la zona, donde se puede apreciar las fallas que delimitan los sectores de estudio. Fuente Instituto Geológico y Minero de España IGME. ...	15
Figura 7. Mapa de las masas de agua subterránea de la zona de estudio y cercanas. Pertenecientes a la cuenca Mediterránea Andaluza. Fuente Instituto Geológico Minero de España.....	15
Figura 7a. Tabla de las masas de agua subterránea de la zona de estudio y cercanas. Pertenecientes a la cuenca Mediterránea Andaluza. Fuente Junta de Andalucía. 16	16
Figura 8. Detalle de la permeabilidad de materiales de la zona de estudio. Formaciones detríticas carbonatadas y cuaternarias de permeabilidad baja. Formaciones detríticas y cuaternarias de permeabilidad media. Formaciones detríticas y cuaternarias de permeabilidad alta o muy alta.	16
Figura 9. Mapa neotectónico. Líneas rojas representan fallas del Cuaternario, azul oscuro fallas del Plioceno, en verde fallas del Mioceno superior, en azul claro fallas del Neotectónico s.l. Los símbolos "+" representan elevación y "-" subsidencia. En el mapa podemos apreciar las fracturas en líneas rojas para las más recientes y negras para las más antiguas o sin datar. La zona de estudio está situada en un lugar de alta densidad de fallas con direcciones SO-NE y SE-NO paralelas a la costa. Fuente IGME.	17
Figura 10. Mapa detalle tectónico. En líneas punteadas las delimitaciones de materiales según su permeabilidad. Fuente IGME.	18
Figura 11. Sectorización del área de estudio de acuerdo con las principales fallas existentes (Fallas con dirección NE-SO para los sectores A y B, y fractura NO-SE para la división de los sectores A1 y A2)	19
Figura 12. Detalle de la zona de estudio (Ortoimagen del año 2013 Cnes/Spot image) en Torre García. Llanura costera eólica en el Parque Natural de cabo de Gata-Níjar, Almería (España).	20
Figura 13. Esquema del dispositivo empleado (Schlumberger simétrico).....	21
Figura 14. 1) Electrodo clase A o B y bobina de cable de 500 metros en campo. 2) Fotografía del dispositivo GEOTRON utilizado en campo (Schlumberger simétrico)	22
Figura 15. Ejemplo de gráficas de resistividad aparente de los sondeos eléctricos verticales número 1 y número 2 e interpretación de capas (línea azul).....	23

Figura 16. La línea de color azul, es el Modelo Digital del Terreno (MDT) y la línea de color rojo es el Modelo Digital de Superficie. Los datos de las capas están en blanco y negro, representan las capas de agua de la interfase agua dulce (el gris más claro) – agua salada (el gris más oscuro) y la zona de mezcla (más oscura)..	24
Figura 17. A) Modelo digital de superficie Paleta Earth Color. B) Nube de puntos clasificada, vegetación, suelo y edificios. C) Nube de puntos con ortoimagen. D) Modelo digital con colores según la elevación	25
Figura 18. Distintos valores para la escala en la segmentación con el software Ecognition. Para la imagen segmentada número 1, la escala es 10, para la 2 la escala es de 100 y para la imagen segmentada 3 es 200.....	26
Figura 19. Clasificación de matorrales arborescentes durante la sequía de verano en la zona de estudio separada en tres sectores A1, A2 y B1.....	27
Figura 20. Explicación visual para patrones agrupados y dispersos de la K-Function Ripley.	30
Figura 21. Detalle de la ubicación de los 4 sondeos eléctricos verticales realizados en la zona de estudio. Las líneas discontinuas son caminos sin asfaltar. En línea continua negra los sectores A1, A2 y B1.	31
Figura 22. Interpretación de las curvas de resistividad aparente de los sondeos eléctricos verticales número 1, 2,3 y 4.....	32
Figura 23. Tabla de espesores de las capas interpretadas de los sondeos eléctricos verticales número 1, 2,3 y 4. "ini" lo usamos para las capas iniciales.	32
Figura 24. Tabla de los datos de Cota, Nivel piezométrico, Temperatura, Conductividad eléctrica y coordenadas UTM del pozo 1 del sector A2 y pozo 2 del sector B1.....	33
Figura 25. Esquemas de las capas de agua de los cortes entre los SEVs 1 y 2, los SEVs 3 y 4 y los SEVs 2 y 3 paralelo a la costa. En color marrón arenas con limos.....	33
Figura 26. Esquema visual de los cortes entre los SEVs número 1 y 2 (Corte A), SEVs número 3 y 4 (Corte B) y SEVs 2 y 3 (Corte C)	34
Figura 27. Visual de la diferencia de altura en el Nivel piezométrico entre los puntos de los Sondeos eléctricos verticales número 2 y 3 separados por una falla que delimita los sectores A2 y B1.....	35
Figura 28. Relación área media, número de vecindad, brillo medio y numero de objetos (Z: Vegetación freatofita. S: Vegetación no freatofita y suelo) de los sectores de la zona de estudio	36
Figura 29. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector A1 de la zona de estudio.....	37
Figura 30. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector A2 de la zona de estudio.....	38
Figura 31. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector B1 de la zona de estudio.....	38
Figura 32. Ejemplo de clasificación de <i>Z. lotus</i> en color rojo del área de estudio	39
Figura 33. Boxplot del área media de los agregados de <i>Z. lotus</i> en cada sector. En el sector A1 el área de individuos media fue mayor que en B1 o A2. Unidades m ² ..	39
Figura 34. Histogramas de la frecuencia de las áreas de <i>Z. lotus</i> en los sectores A1, A2 y B1 de izquierda a derecha	40
Figura 35. Tabla de valores del estudio estadístico Average Nearest Neighbor. Las distancias en metros.....	40

- Figura 36.** Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector A1. Nearest Neighbor Index: 0,916765. Observed Mean Distance: 21,79. Expected Mean Distance: 23,77. Z-Score: -4,05345. Confidence Level: 95%. 40
- Figura 37.** Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector A2. Nearest Neighbor Index: 0,712452. Observed Mean Distance: 13,30. Expected Mean Distance: 18,67. Z-Score: -17,404339. Confidence Level: 95% 41
- Figura 38.** Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector B1. Nearest Neighbor Index: 0,811307. Observed Mean Distance: 16,74. Expected Mean Distance: 20,63. Z-Score: -11,294798. Confidence Level: 95%. 41
- Figura 39.** K-Function Ripley de los matorrales arborescentes de las zonas (sectores) A1, A2 y B1. Todas obteniendo valores de distribución en forma de cluster o agrupadas.. 42
- Figura 40.** Función L(r) para cada uno de los sectores de izquierda a derecha Sector A1, Sector A2 y Sector B1. Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones... 42
- Figura 41.** Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos de hasta 100 m^2 de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área hasta 100 m^2 , función L(r). Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.... 43
- Figura 42.** Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos entre 100 m^2 y 200 m^2 de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área entre 100 m^2 y 200 m^2 , función L(r). Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.... 44
- Figura 43.** Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos entre 200 m^2 y 300 m^2 de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área entre 200 m^2 y 300 m^2 , función L(r). Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.... 45
- Figura 44.** Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos de más de 300 m^2 de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área de más de 300 m^2 , función L(r). Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.... 46
- Figura 45.** Porcentajes de las clases "Z": 6,1% para el sector A1, 11% para el sector A2, 7,6% para el sector B1 y "S": 93,9% para el sector A1, 89% para el sector A2 y 92,4% para el sector B1 de la zona de estudio..... 48
- Figura 46.** Consistencia de los resultados parciales para las distintas hipótesis planteadas que revelan las diferencias en el control que la capa freática ejerce sobre la población de *Ziziphus lotus* entre los diferentes sectores del acuífero de la zona de estudio..... 52

1. RESUMEN

En zonas áridas, las escasas precipitaciones y la casi ausencia de agua superficial, hacen que las aguas subterráneas tengan un papel socioeconómico y ecológico esencial. Frente a la trayectoria que los estudios hidrogeológicos tienen en la evaluación de este recurso, sólo recientemente ha comenzado a ser de interés para los ecólogos. Dicho interés reside en el hecho de que existen ecosistemas dependientes de aguas subterráneas (GDEs, por sus siglas en inglés Groundwater Dependent Ecosystems), para los que el estado de los acuíferos representa un aspecto fundamental en el mantenimiento de su integridad.

Los matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus* representan probablemente el único ejemplo de GDE terrestre de zonas áridas del continente europeo. A pesar de ser considerado un hábitat prioritario para conservación (hábitat 5220 de la Directiva, 92/43/CEE), la interacción y dependencia de este ecosistema con el acuífero no ha sido aún estudiada. Esta demanda de investigación, converge ahora con los objetivos de la Directiva Marco de Aguas, que insta a los estados miembros a identificar indicadores del estado de conservación de los GDEs.

Para avanzar en el conocimiento de las interacciones hidrosfera-biosfera para el caso de los ecosistemas de azufairar, en este estudio, evaluamos los controles hidrogeológicos que pueden limitar la estructura de la población de *Z. lotus* en la llanura litoral del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, la mayor población de Europa.

Los resultados muestran que la altura del nivel freático, la distancia al mar y por consiguiente la salinidad y disponibilidad de agua dulce, representan factores que afectan a la estructura de las poblaciones de *Z. lotus*. Los individuos de *Z. lotus* muestran agregación espacial en relación a las fallas del terreno, lo que sugiere que estas fracturas pueden ser aprovechadas para lanzar raíces profundas hasta el nivel freático. Por otro lado, los patrones de distribución y agrupación entre los individuos de *Z. lotus*, su densidad y tamaño medio varían en función de la distancia a la que se encuentra dicho nivel. Consideramos que el estudio de factores hidrogeológicos que afectan a la distribución espacial de especies freatófitas, puede ser una importante estrategia para conocer y gestionar los ecosistemas dependientes del acuífero en zonas áridas e identificar indicadores sencillos que informen del estado de las masas de agua subterránea.

Palabras Clave: Acuífero costero, Sondeo Eléctrico Vertical (SEV), *Ziziphus lotus*, Cabo de Gata-Níjar, Groundwater Dependent Ecosystem (GDE), segmentación, LiDAR, Modelo Digital del Terreno (MDT), Ecosistema dependiente de aguas subterráneas, freatófita.

2. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

El agua subterránea como soporte de los ecosistemas

La mayoría de los esfuerzos de gestión y conservación de las aguas subterráneas han recaído en el papel de éstas como fuente de agua dulce para la población humana, y en general han obviado la existencia de ecosistemas dependientes de ellas (Danielopol *et al.*, 2003; Howard & Merrifield, 2010). Sin embargo, el agua subterránea juega también un papel esencial en el mantenimiento de ciertos tipos de ecosistemas acuáticos, terrestres y costeros, y de sus paisajes asociados (Murray *et al.*, 2003; Eamus & Froend, 2006; Stromberg *et al.*, 2009; van der Kamp & Hayashi, 2009; Brown *et al.*, 2010; Howard & Merrifield, 2010; Esteban & Dinar, 2012).

Cuando el agua subterránea se encuentra cerca de la superficie, las raíces de las plantas pueden acceder a ella consiguiendo de esta manera su suministro constante, y por tanto, su independencia del régimen de precipitaciones. Este fenómeno es especialmente relevante en zonas áridas, donde junto al mantenimiento de humedales y otros ecosistemas acuáticos (Sánchez-Martos *et al.*, 2013), la supervivencia de las llamadas plantas freatófitas dependen exclusivamente de su capacidad de enviar raíces profundas a las masas de agua subterráneas (Canadell *et al.*, 1996; Sommer & Froend, 2011) (Figura 1).

De acuerdo con Murray *et al.* (2006), se considera que un ecosistema es dependiente de las aguas subterráneas (GDE, por sus siglas en inglés Groundwater Dependent Ecosystem) si su estructura y funcionamiento depende del acceso a ellas. De esta forma se incluyen bajo la categoría de GDEs los ecosistemas que muestran las siguientes características (Merz, 2001; Stephen Foster *et al.*, 2006): **1)** son propios de ambientes terrestres pero su vegetación y fauna depende estacionalmente de la disponibilidad de aguas subterráneas; **2)** corresponden a ambientes fluviales o riparios que eventualmente se nutren de las aguas subterráneas; **3)** se desarrollan en acuíferos o cuevas y están integrados por una diversidad de organismos que soportan las condiciones subsuperficiales, **4)** corresponden a humedales o lagos que se alimentan de acuíferos y **5)** son estuarios y lagunas costeras que dependen de las crecidas de las aguas subterráneas. Considerando estas características, Eamus & Froend (2006) señalan que los GDEs pueden clasificarse en 6 tipos: humedales, ríos, lagos, manantiales, vegetación freatófita y ecosistemas subterráneos. Es evidente que no todos los GDEs muestran el mismo grado de dependencia de las aguas subterráneas, pudiendo variar ésta tanto en el espacio como en el tiempo, por ello, junto a las clasificación antes mencionada se pueden reconocer también dos tipos principales de GDEs (Van Pelt *et al.*, 2006), los GDEs obligados, aquellos cuyo desarrollo sólo es posible si están asociados a una masa de agua subterránea con independencia de su localización en el paisaje, y los GDEs facultativos, que sólo pueden depender de las aguas subterráneas bajo ciertas condiciones hidrogeológicas y geomorfológicas. Por otro lado, conviene tener en cuenta que aunque el término GDE hace referencia a ecosistemas, en realidad se usa también para hacer referencia a poblaciones de especies y comunidades.

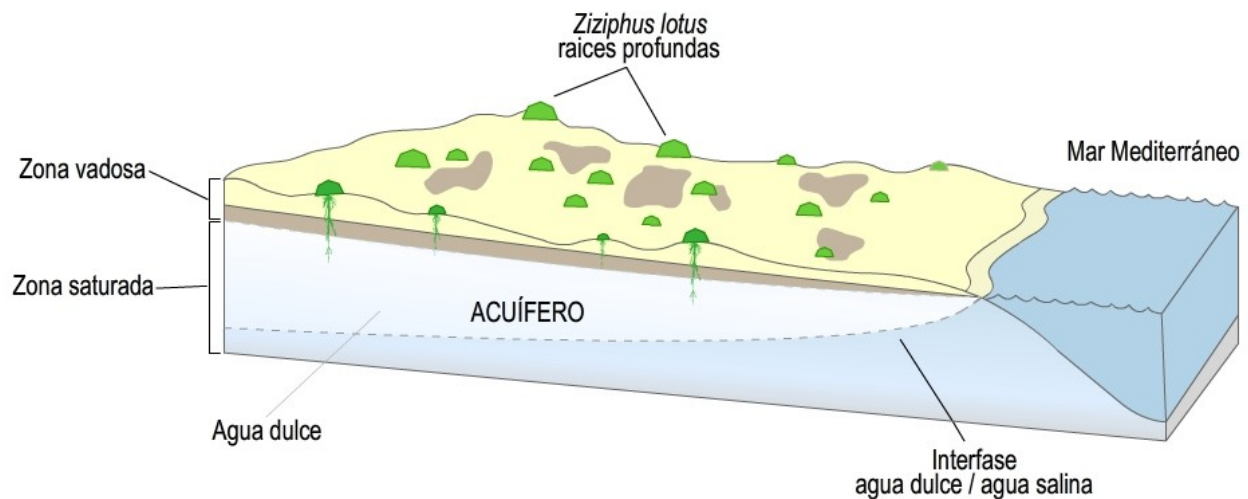


Figura 1. Esquema ilustrativo de un ecosistema dependiente de aguas subterráneas en un acuífero detrítico costero en zonas áridas. (Modificado de Stephen Foster *et al.*, 2006). En amarillo se representa la capa eólica de arenas, en color marrón arenas y conglomerados.

Amenazas y conservación de los ecosistemas dependientes de agua subterránea (GDEs)

El mantenimiento de la integridad ecológica de los GDEs depende de tres factores fundamentales: **I)** la cantidad, temporalidad y duración adecuada de la provisión de agua subterránea; **II)** el mantenimiento de unas condiciones químicas específicas (buena calidad del agua), y **III)** regímenes específicos de temperatura (Brown *et al.*, 2007). Como consecuencia de éstos requisitos, la integridad de estos ecosistemas está amenazada por actividades que alteran cualquiera de estas propiedades del acuífero, tales como los cambios de uso del territorio, o el cambio climático (Kløve *et al.*, 2011). Ambos impulsores de cambio global, pueden provocar cambios en la cantidad o el patrón estacional del flujo de agua subterránea o alterar la química o temperatura del agua subterránea.

Un ejemplo muy extendido de amenaza para los GDEs, es la sobreexplotación de los acuíferos. A nivel socioeconómico, cuando un acuífero es sobreexplotado y ya no ofrece las exigencias de consumo, se produce un descenso del nivel de vida y empobrecimiento que puede acompañar migraciones hacia otras zonas con mayor disponibilidad de agua (Pulido-Bosch, 2001). Pero junto a esta problemática, conviene tener en cuenta que incluso sin llegar a agotar el acuífero, la integridad de los GDEs puede verse muy afectada como consecuencia de la demanda de agua por el aumento de la superficie agrícola (Esteban & Dinar, 2012), ya que, esta forma de uso del territorio puede incrementar o modificar la fluctuación natural que el nivel freático muestra de forma natural en respuesta a la temporada de lluvias (Maréchal *et al.*, 2006).

También pueden verse amenazados por los cambios en la salinidad debido a la intrusión marina, o el retorno de aguas de riego. Esto ocurre por ejemplo, en zonas áridas y semiáridas, en los que acuíferos costeros suelen ser un recurso económico

sobreexplotado, mermado o contaminado por medio de intrusión marina, ya que su recarga es baja debido a las escasas precipitaciones (Calvache & Pulido-Bosch, 1997). Esta sobreexplotación genera cambios en la hidroquímica del agua generando problemas de supervivencia para ecosistemas que dependen de masas de agua subterráneas (Esteban & Dinar, 2012).

Algunos GDEs incluyen especies incluidas en la lista roja de la UICN, y muchas especies clave de los GDEs están protegidas por la red Natura 2000, principalmente bajo las Directivas de Hábitats y Aves. Por desgracia, esta protección se centra en gran medida en las especies, y aunque los hábitats protegidos por Natura 2000 pueden coincidir con GDEs, el sistema Natura 2000 no proporciona valor a la función del propio sistema de agua. Esto socava la coordinación entre los marcos establecidos en las Directivas de Hábitats y Marco del Agua. Además, varios GDEs tienen valores socio-económicos que deben ser considerados y protegidos (Humphreys, 2006).

Garantizar la sostenibilidad de la explotación de las reservas de aguas subterráneas para mantener la integridad ecológica de los GDEs es un reto, en el que sólo algunos países como Australia muestran un alguna trayectoria (Murray *et al.*, 2003; Eamus & Froend, 2006), y al que los países europeos comienzan ahora a enfrentarse como consecuencia del lanzamiento en la Unión Europea (UE) de la Directiva Marco de Aguas y otras normativas asociadas sobre las aguas subterráneas (Boulton, 2005). Así, a la vez que se debe proteger el agua subterránea de la contaminación en relación al abastecimiento humano, ahora deben desarrollarse investigaciones que profundicen en el conocimiento de las relaciones entre las aguas subterráneas y los GDEs, y culminen en el desarrollo de indicadores que nos informen de ello (Murray *et al.*, 2003). Ésta no es una tarea sencilla, ya que mientras que contamos con gran experiencia en términos de definir los controles de calidad y cantidad para la población humana, en relación a los GDEs, el conocimiento científico existente es escaso, y el enfoque para su gestión está aún por definir (Eamus & Froend, 2006). La conservación de los GDEs debe ser considerada como una prioridad, ya que los GDEs proporcionan bienes y servicios ecosistémicos a la sociedad (Kløve *et al.*, 2011), entre los que se encuentran sus efectos positivos sobre los recursos hídricos subterráneos a los que están conectados.

Hacia el desarrollo de metodologías para el estudio de la relación entre los ecosistemas y el agua subterránea

El impacto de los cambios en la cantidad y la calidad de las aguas subterráneas en GDEs están determinados por el grado y la naturaleza de su dependencia de las aguas subterráneas. En los últimos años, disciplinas como la ecohidrología entre otras, han demostrado el valor que tiene saber interpretar estas relaciones para la gestión integrada de los ecosistemas y de los recursos hídricos (Rodríguez-Iturbe, 2000).

El desarrollo de estrategias efectivas para proteger los GDEs y las especies que albergan dependen de la comprensión de donde aparecen, sus requerimientos de agua subterránea, y si la provisión de ésta ha disminuido (Eamus & Froend, 2006). Las necesidades de agua para los diferentes ecosistemas dependientes y sus diversas comunidades ecológicas aún no se han evaluado adecuadamente.

Algunos de los signos de la presencia de un posible GDE son: que el agua se estanque en o cerca de la superficie, que persista durante largos períodos de sequía, que la vegetación sea más verde en los períodos secos que la vegetación circundante, que la vegetación se mantenga casi tan verde en verano como en invierno y que las especies sean conocidas por su capacidad para utilizar las aguas subterráneas. Sin embargo, la relación entre las aguas subterráneas y los ecosistemas asociados es particularmente compleja, y el estudio de los GDEs es complejo. Para conocer bien la interacción entre las aguas subterráneas y los GDEs, se requiere una comprensión de la hidrogeología, de la hidrología del agua superficial y de los controles ambientales del funcionamiento y la estructura de estos ecosistemas lo que implica el empleo de una gran diversidad de métodos procedentes de ámbitos científicos diferentes.

Los métodos para la evaluación de la dependencia de los ecosistemas de las aguas subterráneas son en gran parte indirectos o basados en el supuesto del uso de las aguas subterráneas por las plantas y los animales como prueba de dependencia, y hasta el momento son más empíricos que experimentales. En el caso de la vegetación terrestre, el desarrollo de técnicas basadas en las proporciones de los isótopos estables de oxígeno e hidrógeno de origen natural, ha supuesto un gran avance (White, 1985; Sternberg & Swart, 1987; Ehleringer & Dawson, 1992; Lin & Sternberg, 1992; Thorburn *et al.*, 1992). El empleo de esta técnica conduce a las principales ideas sobre cuando accede la vegetación a las diferentes fuentes de agua, conociendo su dependencia de las aguas subterráneas frente al agua de lluvia. Esta técnica está siendo muy usada en Australia (Thorburn *et al.*, 1993; Mensforth *et al.*, 1994; Thorburn & Walker, 1994). Sin embargo, se reconoce que la aplicación de técnicas de isótopos estables para el problema de la discriminación de las fuentes de agua que usa la planta tiene limitaciones. En primer lugar, se requiere una diferencia en la composición isotópica entre el agua contenida en el suelo y el agua subterránea, que no siempre existe. En segundo lugar, estas técnicas son las más eficaces cuando se combinan con las mediciones de flujo (Thorburn *et al.*, 1993), esto permite que el grado de uso o dependencia se evalúe de mejor forma. Finalmente, es una técnica muy cara difícil de incorporar a las acciones de gestión.

Debido a las dificultades que el empleo isótopos estables entraña, también se han usado medios más indirectos para evaluar la dependencia de las aguas subterráneas. La mayoría de ellos se basan en un balance hídrico explícita o implícitamente, con discrepancias entre la precipitación anual y la evapotranspiración real, transpiración adscrita a la aprobación de la gestión del agua subterránea local o regional (Paijmans *et al.*, 1985; Schulze *et al.*, 1996) Otros enfoques se basan en la interpretación y cuantificación de los cambios observados en la flora y fauna en relación a los cambios observados en las aguas superficiales o en los niveles de agua subterránea (Froend & McComb, 1994; Hancock *et al.*, 1996; Froend *et al.*, 1997).

El análisis de las relaciones entre las aguas subterráneas y los GDEs supone un nuevo reto para la ecología y la gestión, además a los avances ya realizados, caben aún grandes desarrollos que pueden implicar tanto el empleo de técnicas clásicas de la ecología, como de la hidrogeología. Para el caso español, e incluso europeo, identificar los ecosistemas que pueden presentar algún grado de dependencia de las aguas subterráneas es aún un nivel de conocimiento del que aún no disponemos (Hidalgo, R.

Ministerio de Medio Ambiente, com. pers.).

Los GDEs en zonas áridas: el caso del azufaiifar de la llanura costera eólica del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar

Los GDEs terrestres son especialmente relevantes en zonas áridas, ambientes limitados por la disponibilidad de agua (Figura 2). Para algunas especies como los freatófitos, la supervivencia en estos ecosistemas depende exclusivamente de su capacidad de enviar raíces a masas de agua subterráneas (Canadell *et al.*, 1996), este es probablemente el caso de *Ziziphus lotus*, una especie considerada como freatófita (Tirado, R., 2009; Gorai *et al.*, 2010), pero cuya relación con el acuífero ha sido escasamente estudiada.

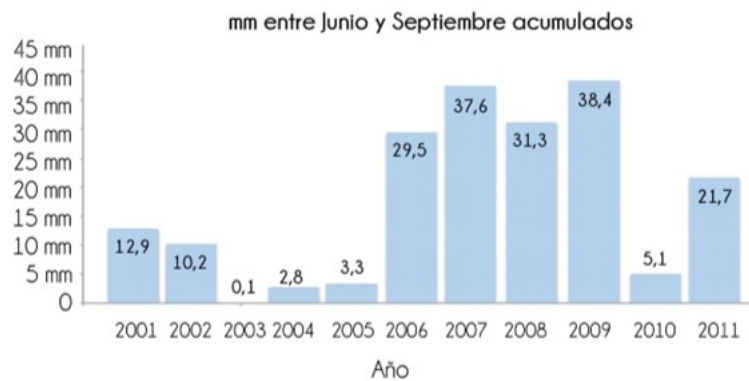


Figura 2. Precipitación acumulada (mm) de los meses de Junio, Julio, Agosto y Septiembre de la estación meteorológica del aeropuerto de Almería. Fuente Instituto Nacional de Estadística (INE).

La apertura de los estomas del *Ziziphus lotus* (Figura 3) ponen de manifiesto la necesidad hídrica de la planta y por tanto la necesidad de agua en la época de sequía veraniega.

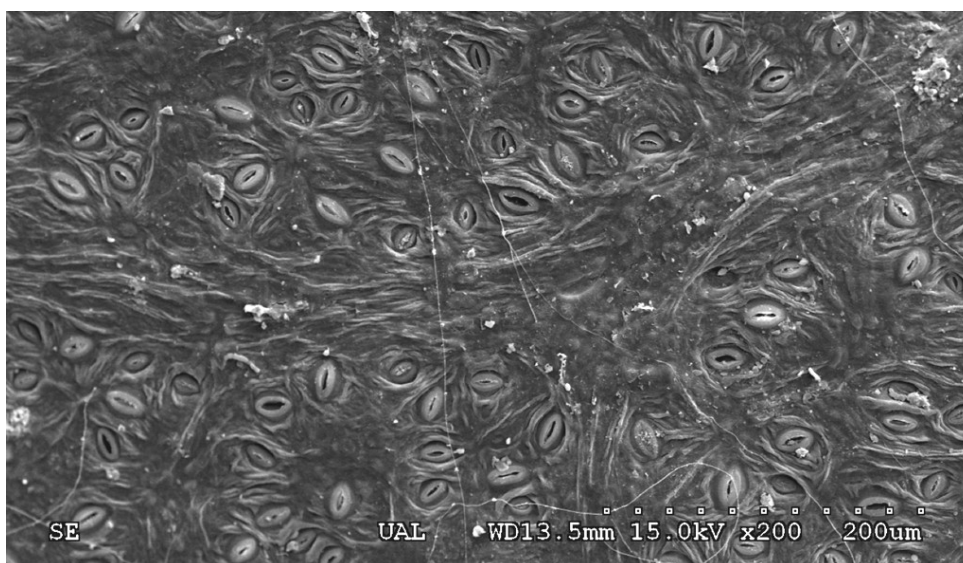


Figura 3. Detalle de los estomas de *Ziziphus lotus* x200 en época estival visualizados con microscopio electrónico.

En particular las formaciones vegetales dominadas por freatófitas, plantas con raíces profundas que pueden acceder al agua en la zona capilar (en inglés, "capillary fringe") inmediatamente por encima de la lámina de agua, pueden ser considerados GDEs (Jinting *et al.*, 2011). Este tipo de vegetación es típica de zonas de ribera, pero trabajos recientes también indican su existencia en climas áridos, sugiriendo que este fenómeno puede ser más extendido de lo que habitualmente se considera. Este es el caso de los arbustos perennes de desierto, que desarrollan sistemas de raíces profundas para llegar a las capas de suelo húmedo y las fuentes de agua subterránea, funcionando esencialmente como freatófitas (Hultine *et al.*, 2003), aunque en ocasiones su dependencia del acuífero sea sólo estacional (Gorai *et al.*, 2010).

Un ejemplo, de formación vegetal freatófita es el matorral arborescente de *Ziziphus lotus* (azufaifares) del sureste árido ibérico (Figura 4). Este matorral se distribuye ampliamente por el norte de África y Arabia, pero cuenta con muy escasas poblaciones en Europa, donde es considerado como un hábitat prioritario para la conservación de la biodiversidad (Directiva Hábitat 92/43/CEE, código 5520). Durante los últimos 30 años, este ecosistema se ha visto mermado y conducido casi hasta la extinción debido a la expansión de la agricultura intensiva que ha fragmentado su hábitat (Mota *et al.*, 1996; Tirado & Pugnaire, 2003), y que ahora la sobreexplotación de los acuíferos puede poner aún más en riesgo.



Figura 4. Panorámica de la zona de estudio. Investigadores junto a matorral arborescente de *Ziziphus lotus* con un verdor característico en época estival.

En la actualidad el azufaifar cuenta sólo con tres poblaciones bien desarrolladas de *Z. lotus* (junto a individuos dispersos por diversas zonas de Almería y Murcia) que sobreviven en el Parque Natural Cabo de Gata-Níjar (PNCGN) Para mantener estas poblaciones en un estado de conservación favorable, es necesario desarrollar programas de monitoreo que permitan el desarrollo de estrategias de manejo adaptativo (Cabello & Carrique, 2004; Castro *et al.*, 2011)(informa GLOCHARID). Dichos programas deben partir del conocimiento de las relaciones de dependencia de la vegetación de las aguas subterráneas, un objetivo al que pretendemos contribuir en este trabajo.

3. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Ziziphus lotus es una especie ingeniera de ecosistema ya que muestra la capacidad de modular el entorno en el que habita fabricando estructuras, modificando su composición y generando de esta manera nichos que pueden ser ocupados por otras especies (Tirado, R., 2009). El desarrollo de este papel ecológico de este arbusto desértico, sólo es posible si consideramos su carácter de freatofito (Tirado, R., 2009; Gorai *et al.*, 2010), ya que sólo el acceso a capas de agua profundas podría explicar la actividad vegetativa y productividad que mantiene en las zonas áridas mediterráneas durante el verano. De acuerdo con estas características, el ecosistema del azufaifar debe ser considerado como un ecosistema cuya estructura e integridad dependen del mantenimiento de las condiciones físicas y químicas de las aguas subterráneas. Sin embargo, a pesar de que se trata de un ecosistema de prioridad para la conservación (Directiva 92/43 UE), las relaciones de la estructura de las poblaciones de esta especie con las características y el estado de los acuíferos de los que dependen, permanecen aún sin estudiar. En este estudio nos planteamos avanzar en el conocimiento de estas interacciones para el caso del azufaifar de la Llanura litoral P.N. de Cabo de Gata-Níjar (PNCGN), la mayor población de esta especie en todo el continente europeo. Para ello establecemos como punto de partida el planteamiento de las siguientes hipótesis:

H.1) En ambientes limitados por el agua, como los ecosistemas de zonas áridas, la disponibilidad de agua dulce subterránea representa un control de la estructura de la población de *Z. lotus* en la Llanura litoral del PNCGN. Por tanto, *deben existir diferencias en la estructura de edades de la población de Z. lotus (H1.1) y en su patrón de distribución espacial (H1.2) entre los distintos sectores del acuífero en función de la profundidad y salinidad de la capa freática.*

H.2) Para el caso de *Z. lotus* (y otros arbustos desérticos), se han descrito procesos de levantamiento hidráulico, lo que debe basarse en su capacidad para lanzar raíces profundas a la zona capilar (la zona vadosa más profunda y cercana a la zona saturada). Por tanto, *cabe esperar que las fracturas del terreno y sus zonas de alteración cercanas sean aprovechadas para lanzar raíces profundas, mostrando los individuos de Z. lotus un patrón agregado junto a ellas.*

Para testar ambas hipótesis, como paso previo al **1)** análisis de las relaciones entre el acuífero y la población de *Z. lotus*, **2)** elaboramos una cartografía automática basada en el uso de herramientas de teledetección para el análisis de datos geoespaciales basado en objetos, que nos ha permitido **3)** estimar el tamaño de la población y **4)** conocer sus patrones de distribución espacial. Posteriormente, y dado el carácter compartimentado del acuífero (Sola Gómez F. *et al.*, 2007), a partir del empleo de métodos propios de los estudios hidrogeológicos **5)** identificamos sectores del área de estudio, con características diferenciales en cuanto a la **6)** altura del nivel piezométrico como a la profundidad del interfase agua dulce-agua salada. Dichos sectores han sido considerados como la base para un muestreo estratificado de las características de la población de *Z. lotus*.

Consideramos, que el estudio de las interacciones entre el ecosistema de azufaifar y las condiciones del acuífero, es una información fundamental para establecer un programa de seguimiento de la mayor y mejor conservada población de *Z. lotus* de toda Europa.

4. METODOLOGÍA

4.1. Contexto geológico e hidrogeológico del área de estudio

El área de estudio se encuentra dentro de la cuenca de Almería-Níjar en la parte más oriental y junto a la costa, y ocupa una unidad ecológica del PNCGN en la que afloran materiales detríticos del cuaternario sobre materiales del plioceno y mioceno, llamada llanura costera eólica (Instituto Geológico Minero de España) (Figura 5). Los análisis fueron realizados en la zona comprendida entre las ramblas del Agua (límite al O) y de las Amoladeras (límite al E), que coinciden con fallas de dirección NE-SO (Voermans *et al.*, 1978).

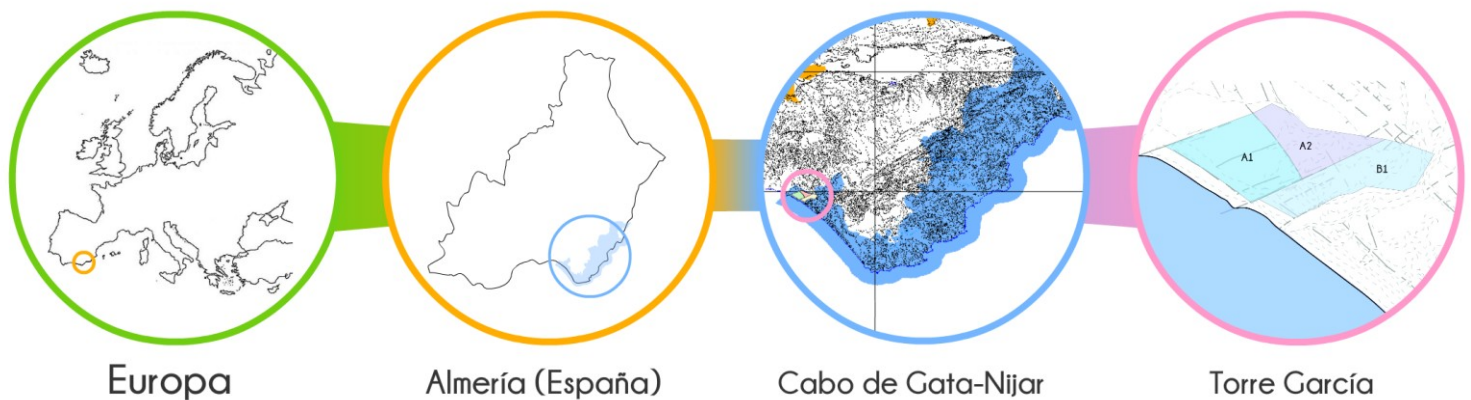


Figura 5. Área de estudio. Situación del ecosistema dependiente de acuífero costero de Torre García en el Parque Natural de cabo de Gata-Níjar, Almería (España).

Desde el punto de vista geológico, en la zona de estudio afloran materiales cuaternarios como arenas y cantos eolizados, conglomerados con fauna marina, costras calcáreas y materiales terciarios más profundos compuestos de limos y arenas, que debe tener un espesor medio de 80 metros en su conjunto (Figura 6); los materiales superiores tienen el mayor tamaño de grano (Sola Gómez F. *et al.*, 2007).

De todos estos materiales, los superiores (más modernos) y con escasa potencia serían las arenas que constituyen las dunas y el pavimento del terreno (213 y 214 en la Figura 6). Seguidamente en profundidad aparecen las terrazas marinas (conglomerados más o menos cementados y/o encostrados en superficie) y las areniscas y conglomerados con fauna tirreniense, ambos materiales cuaternarios con espesores máximos de unos 60-80 metros (191 y 194, respectivamente en Figura 6). Por último, en profundidad tendríamos materiales terciarios modernos (pliocenos, plio-cuaternarios), de

naturaleza arenoso-limosa, de colores amarillentos y ocres, con espesores variables. De todos estos materiales, las arenas y limos, areniscas y conglomerados tendrían un potencial acuífero medio-alto, y son los que van a constituir el acuífero en este sector.

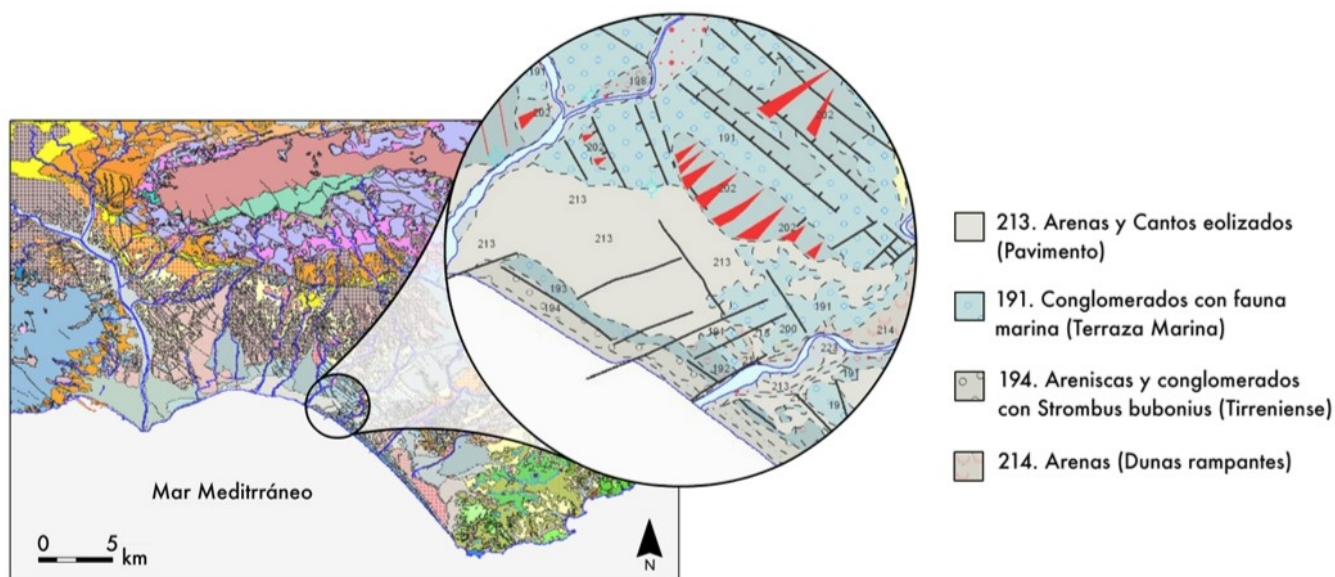


Figura 6. Mapa geológico de la zona, donde se puede apreciar las fallas que delimitan los sectores de estudio. Fuente Instituto Geológico y Minero de España IGME.

La zona de estudio se encuentra al Oeste del sector costero sur del acuífero Hornillo-Cabo de Gata. Éste es un acuífero detrítico libre que se extiende en dirección E-O desde la Sierra de Cabo de Gata hasta la rambla de las Amoladeras (García García, J.P. *et al.*, 2004)(García *et al.*, 2003). Como se aprecia en la Figura 7, este sector de la masa de agua es limítrofe con otra masa de agua al Oeste, y se comporta como un acuífero marginal de pequeña extensión espacial y en profundidad.

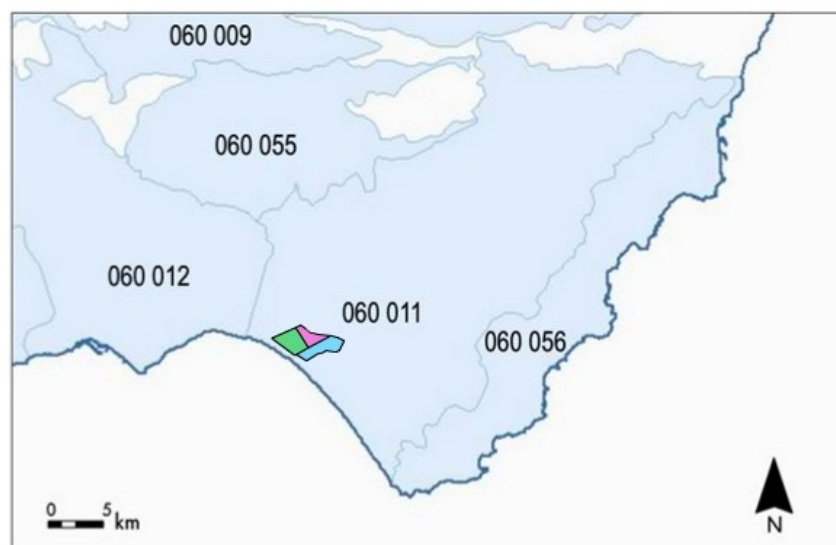


Figura 7. Mapa de las masas de aguas subterráneas de la zona de estudio y cercanas. Pertenecientes a la cuenca Mediterránea Andaluza. Fuente Instituto Geológico Minero de España.

Denominación de la masa de agua subterránea		Área (Km ²)	Coordenadas UTM		Tipología	Dependencia ecosistemas		
Código	Nombre		X	Y		Humedal	Tramos fluviales	
							En masa	Ag. abajo
060.009	Campo de Tabernas	165,2	555.929	4.103.224	Detrítico	No	No	No
060.011	Campo de Níjar	582,7	576.491	4.085.234	Mixto	No	No	No
060.012	Medio-Bajo Andarax	433,0	544.971	4.088.610	Mixto	No	Sí	No
060.055	Sierra Alhamilla	210,6	561.642	4.093.822	Carbonatado	No	No	No
060.056	Sierra del Cabo de Gata	202,7	585.861	4.080.376	Mixto y otros	No	No	No

Figura 7a. Tabla de las masas de agua subterránea de la zona de estudio y cercanas. Pertenecientes a la cuenca Mediterránea Andaluza. Fuente Junta de Andalucía.

De acuerdo con las características geológicas de la zona (Voermans *et al.*, 1978), en la zona de estudio es posible diferenciar 3 tipos de formaciones con diferente grado de permeabilidad (Figura 8): 1) formaciones detríticas cuaternarias de permeabilidad baja, situadas en la mayor parte de la zona de estudio; 2) formaciones detríticas cuaternarias de permeabilidad media y; 3) formaciones de permeabilidad alta o muy alta coincidiendo con los cauces de las ramblas.

El sector acuífero que nos ocupa está limitado por la rambla del Agua al Oeste, al Este por la rambla de Las Amoladeras, al sur por el Mar Mediterráneo y al Norte tendría su divisoria a unos 5-6 km de la costa (Figura 8).

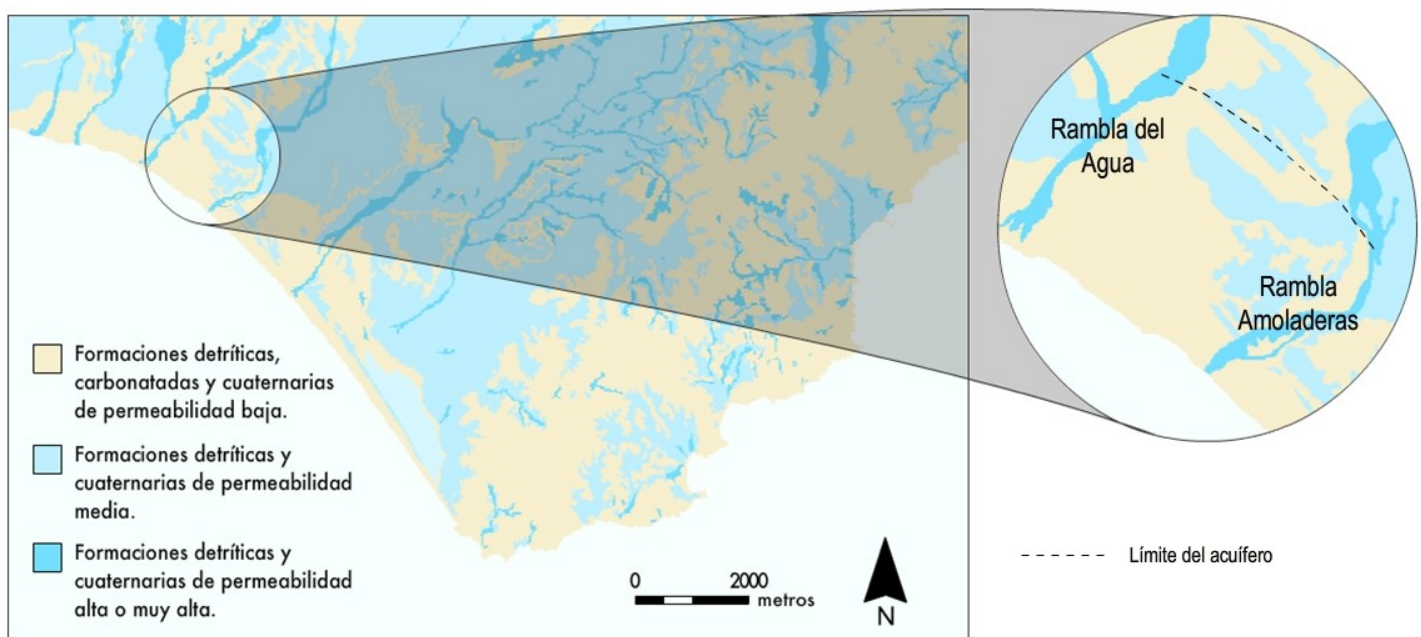


Figura 8. Detalle de la permeabilidad de materiales de la zona de estudio. Formaciones detríticas carbonatadas y cuaternarias de permeabilidad baja. Formaciones detríticas y cuaternarias de permeabilidad media. Formaciones detríticas y cuaternarias de permeabilidad alta o muy alta.

Este pequeño acuífero marginal que nos ocupa, y sobre el que se asienta el azufar, no está censado por el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y sólo ha sido

explotado para usos tradicionales (secanos y ganadería) a través de norias y escasos sondeos ya en desuso.

El acuífero se encuentra cercano a la falla de Carboneras, que constituye la fractura más importante del sector suroriental de la zona Bética. Además, asociado a esta estructura hay otros sistemas de fallas, paralelos y ortogonales (Sola Gómez *et al.*, 2008), por lo que incluso se pueden apreciar signos de fracturas a simple vista, como en el cauce de la rambla Amoladeras (Figuras 9 y 10).

Como se puede apreciar, y si se examina con detalle, la zona es compleja desde el punto de vista geológico (tectónico); esto induce una compartimentación piezométrica también en el acuífero. Además, a todo ello hay que sumar la presencia de un contacto agua dulce-salada ya que se trata de un acuífero costero, lo cual añade otro grado de complejidad.

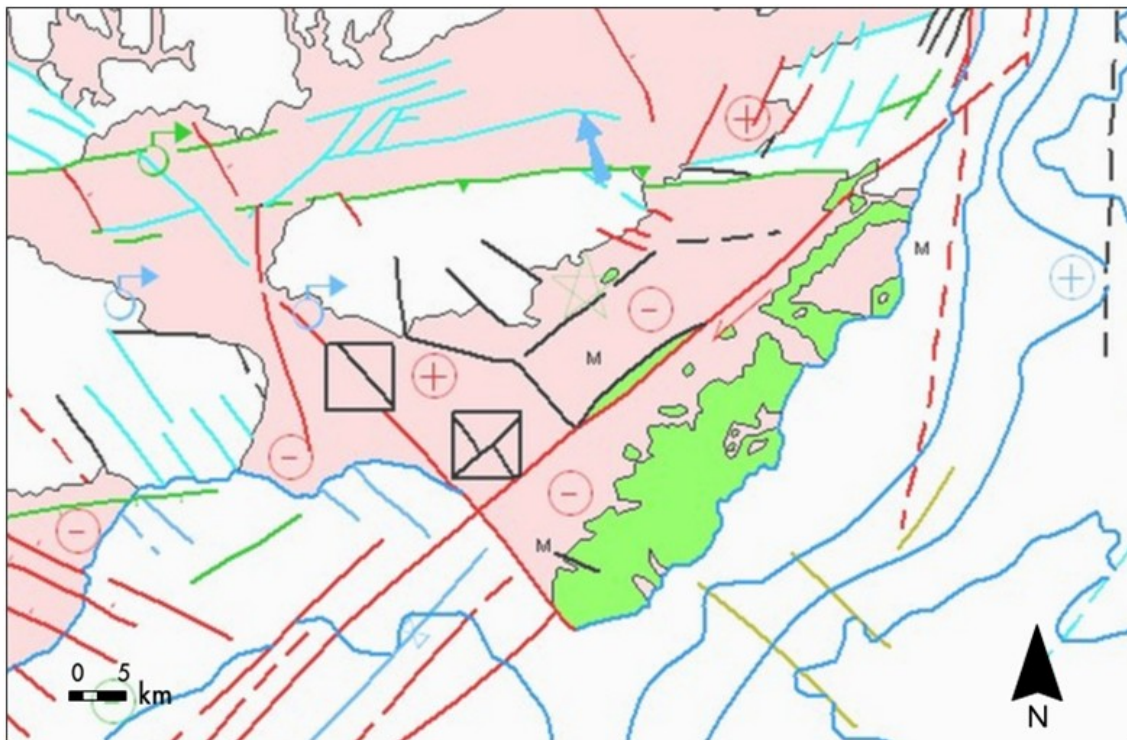


Figura 9. Mapa neotectónico. Líneas rojas representan fallas del Cuaternario, azul oscuro fallas del Plioceno, en verde fallas del Mioceno superior, en azul claro fallas del Neotectónico s.l. Los símbolos "+" representan elevación y "-" subsidencia. En el mapa podemos apreciar las fracturas en líneas rojas para las más recientes y negras para las más antiguas o sin datar. La zona de estudio está situada en un lugar de alta densidad de fallas con direcciones SO-NE y SE-NO paralelas a la costa. Fuente IGME



Figura 10. Mapa de detalle tectónico. En líneas punteadas las delimitaciones de materiales según su permeabilidad. Fuente IGME

Finalmente, he de mencionar que el estudio hidrogeoquímico del agua en la zona costera es complejo, ya que pueden aparecer otros procesos relacionados con la interacción agua-roca que modifican e interactúan con los procesos de mezcla (Sánchez Martos *et al.*, 1999).

4.2. Diseño experimental y estratificación del área de estudio

De acuerdo con los estudios hidrogeológicos realizados en la llanura eólica del PNCGN, se considera que el acuífero costero de la zona de Torre García está compartimentado mediante fallas que hacen que el nivel freático de las zonas fluctúe o cambie su composición de agua con respecto a los sectores adyacentes (Sola Gómez *et al.*, 2008) Por este motivo, para analizar la interacción entre el ecosistema de azufar y las características del acuífero, nos planteamos la necesidad de estratificar el área de estudio en sectores siguiendo criterios geológicos identificados a partir de las principales fallas existentes. Desde el punto de vista de la vegetación, cabía esperar que la existencia de diferentes espesores o salinidad entre sectores representara un control de la estructura de las poblaciones de *Z. lotus*. El resultado fue la identificación de 3 sectores tal y como se indica en la Figura 11.

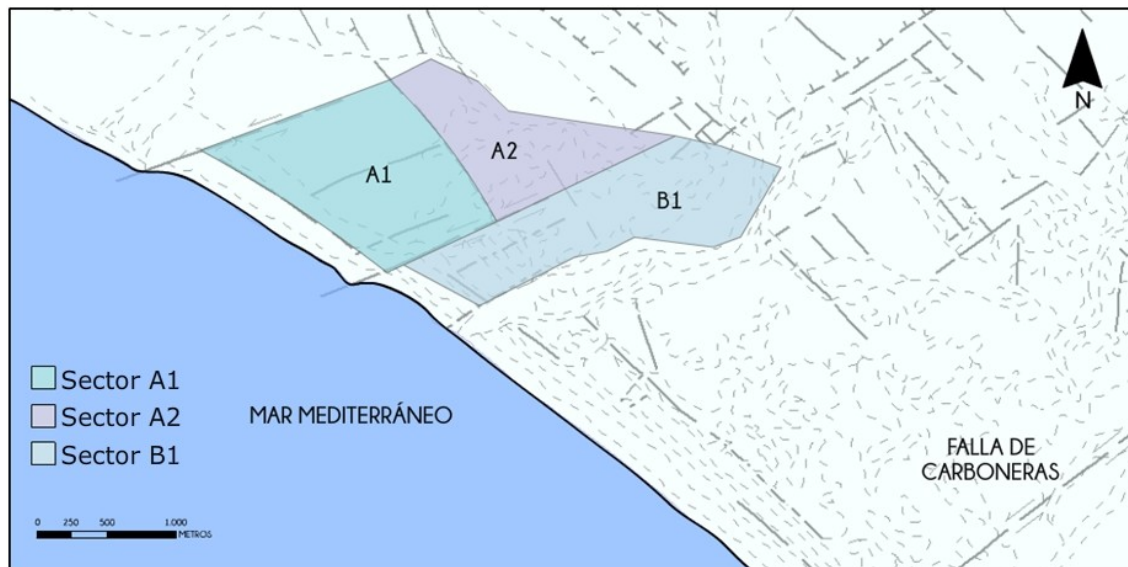


Figura 11. Sectorización del área de estudio de acuerdo con las principales fallas existentes (Fallas con dirección NE-SO para los sectores A y B, y fractura NO-SE para la división de los sectores A1 y A2).

4.3. Estudio geofísico. Sondeos Eléctricos Verticales

En el área de estudio, se realizó un inventario de puntos de agua, obteniendo 2 puntos con agua disponible y 2 secos. Las medidas que se hicieron en ambas norias con agua fueron la de altura de la lámina de agua, Temperatura, Conductividad eléctrica, coordenadas y cota sobre el nivel del mar (Figura 24).

Debido a la escasez de pozos en el área de estudio en los que determinar la altura de nivel piezométrico y las características físico-químicas, decidimos hacer un estudio geofísico basado en Sondeos Eléctricos Verticales (SEV). De esta forma, caracterizamos los materiales del subsuelo (Peinado-Guevara *et al.*, 2010) y estimamos la posición aproximada del inicio de la interfase .

Se realizaron 4 SEV que estuvieron repartidos en los sectores que diferenciamos a partir de las principales fallas existentes, y considerando una gradiente de cercanía al mar, tal y como muestra la Figura 12.



Figura 12. Detalle de la zona de estudio (Ortoimagen del año 2013 Cnes/Spot image) en Torre García. Llanura costera eólica en el Parque Natural de cabo de Gata-Níjar, Almería (España).

Los SEV se basan en el estudio del potencial eléctrico generado artificialmente en la corteza terrestre. Con este método, se pueden reconocer estructuras geológicas o formaciones que están en profundidad. Su nombre "Sondeo Eléctrico Vertical" se debe a que nos proporciona información de resistividad aparente de los materiales situados en la vertical del terreno donde se mide.

En el método se usan cuatro electrodos que se clavan en el terreno y variaremos la distancia del centro a medida que necesitemos conocer más espesor de este. A más apertura de los de los sensores, obtenemos información de capas más profundas.

Dos de los electrodos se usan para transmitir electricidad, los denominamos electrodos A y B. Los electrodos M y N son utilizados como receptores.

En el estudio se mide la resistividad aparente del terreno que por definición es la diferencia de potencial medido entre los electrodos M y N (ΔV), dividido entre la intensidad introducida (I) en el terreno, multiplicado por el factor (K) de penetración que controla la profundidad, tal y como aparece en la expresión siguiente:

$$\rho_a = K \frac{\Delta V}{I}$$

Donde,

ρ_a es la resistividad aparente

K el Factor de penetración (Coeficiente del dispositivo geométrico)

ΔV diferencia de potencial
 I la intensidad de corriente introducida

Concretamente para este estudio, se ha utilizado un dispositivo de tipo Schlumberger en el que los electrodos M y N se clavan a las mismas distancias del punto inicial, quedando alineados los cuatro electrodos en el terreno (Figura 13).

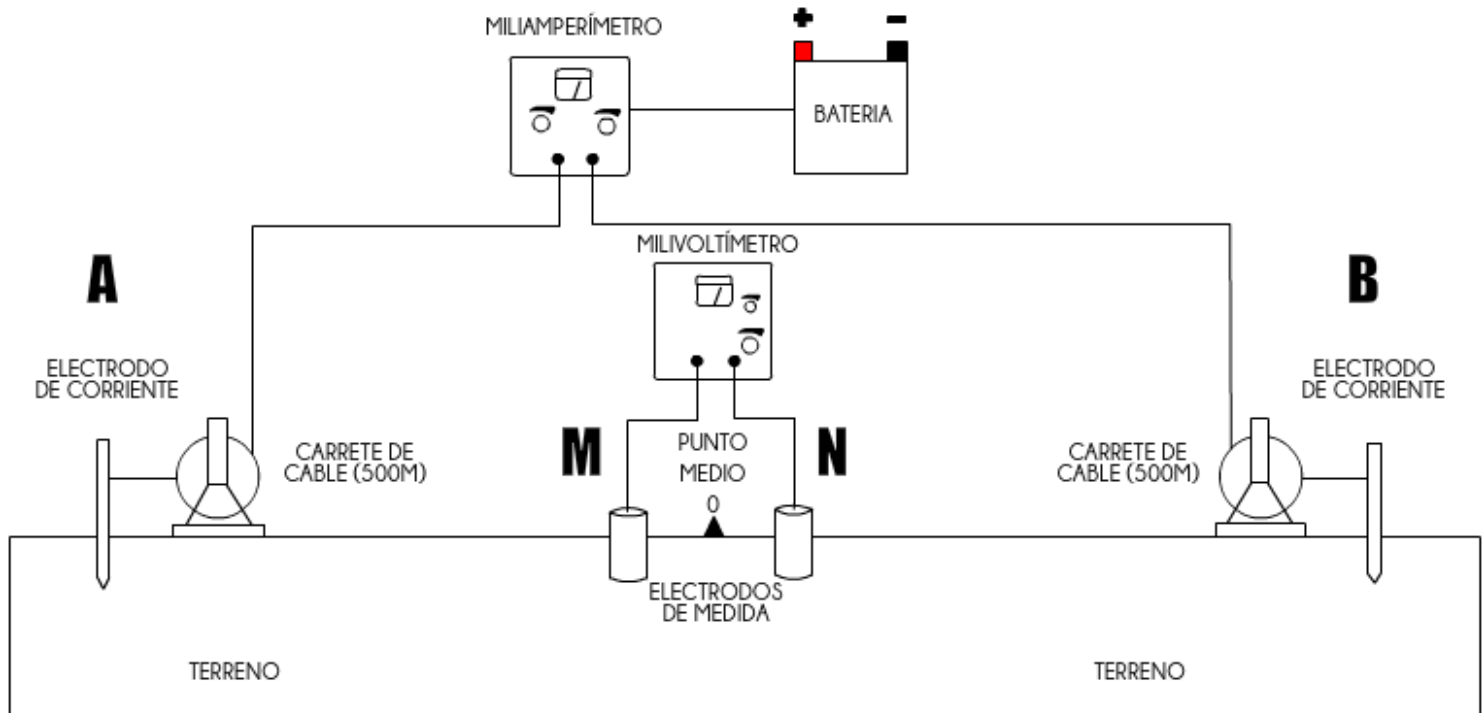


Figura 13. Esquema del dispositivo empleado (Schlumberger simétrico).

Se ha usado un equipo de la marca GEOTRON para obtener las mediciones de resistividad aparente (Figura 14). El modelo usa dos circuitos, uno de emisión con una corriente eléctrica enviada a través de los electrodos A y B que es generada por una batería 12 Voltios y medida por un miliamperímetro que unido a los electrodos por unas bobinas de cable de 500 metros, hace que podamos movernos en la línea para poder conocer datos a más profundidad según nos alejamos del punto central de medida.

Para recibir, se usa un milivoltímetro ajustable, unos electrodos M y N que consisten en dos vasos porosos de porcelana llenos de una solución de agua destilada y sulfato de cobre conectados mediante cables de 1, 10 y 50 metros para ajustar según convenga llamados empalmes.

Todos los electrodos deben ser previamente humedecidos para que conduzcan mejor la corriente eléctrica, ya que en época estival el suelo se encuentra muy seco.



Figura 14. 1) Electrodo clase A o B y bobina de cable de 500 metros en campo. 2) Fotografía del dispositivo GEOTRON utilizado en campo (Schlumberger simétrico).

A medida que vamos apuntando valores obtenidos, generamos una grafica de Resistividad aparente frente a la semidistancia entre A y B, que será interpretada con ayuda del software IPI2WIN.

La interpretación es compleja y es conveniente tener en cuenta que para diferenciar capas, las resistividades aparentes deben diferenciarse en un orden de magnitud cuando el contraste de materiales así lo demanda.

Las resistividades aparentes nos dan una relación de la naturaleza de los materiales y si pueden contener agua salina. La incertidumbre de los SEV puede ser del 5% en circunstancias favorables, de 10% en normales y de entre 10% y 20% si el terreno es muy heterogéneo, con fallas, anisotropía, buzamientos superiores a 20 grados. De esta manera procuramos hacer Sondeos Eléctricos Verticales en zonas llanas y de estratificación lo más horizontal posible para evitar errores.

La profundidad de la interpretación varía entre 0.2 y 0.3 por la distancia entre los electrodos A y B.

4.3.1. Interpretación de las capas del terreno y detección de la interfase agua dulce – agua salina

Con ayuda del software IPI2Win podemos interpretar las curvas de Sondeos Eléctricos Verticales de un perfil.

Se desea conocer el grosor de cada capa y su resistividad eléctrica del acuífero de la zona de estudio. Para poder interpretar correctamente una curva de resistividades aparentes (Figura 15), se debe conocer muy bien la geología del terreno ya que debemos ajustar la curva teórica y la calculada según la naturaleza geológica de este.

Debemos tener en cuenta el error del ajuste con respecto a los datos inicialmente medidos y descartar outliers (valores atípicos).

Teniendo en cuenta los datos geológicos debemos comparar como se ajusta más acertadamente a la realidad la interpretación.

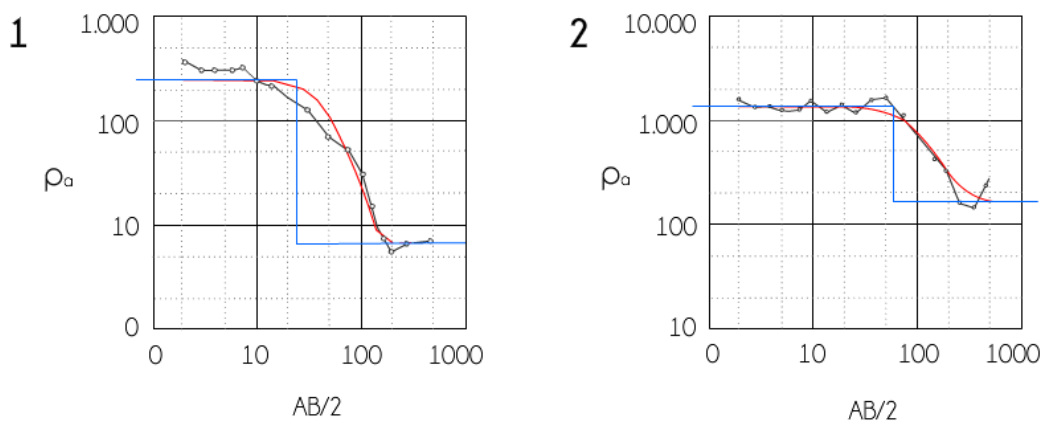


Figura 15. Ejemplo de gráficas de resistividad aparente de los sondeos eléctricos verticales número 1 y número 2 e interpretación de capas (línea azul).

Finalmente, con los perfiles geoelectrónicos generados (en 1D o 2D) a partir de la interpretación de las gráficas, el conocimiento de la geología de la zona y las tablas de equivalencias resistividad aparente para distintos tipos de materiales, se realiza la interpretación hidrogeológica del SEV o perfil de SEV.

4.3.2. Modelo digital del terreno

Necesitamos un nivel de precisión alto para determinar la altura de la superficie, por lo que creamos un modelo digital de superficie a partir de la nube de puntos LiDAR (Laser Imaging Detection and Ranging) obtenido del vuelo con fecha de 21 de Agosto de 2012 financiado por el Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global (CAESCG).

La tecnología LiDAR basada en láser y la imagen digital obtienen más precisión que los métodos convencionales analógicos. Llegando a obtener precisiones de hasta 10 cm. Es por eso que se impone por la bajada de precios y por su alta precisión.

La adquisición de datos consiste en emitir desde un avión o helicóptero unos rayos láser que rebotan con la superficie del terreno y vuelven al avión donde se posicionan con la ayuda de un GPS (Global Positioning System) en el mismo avión y otro en tierra como pueden ser las estaciones del IGN (Instituto Geográfico Nacional) para obtener mayor precisión en los puntos obtenidos. También hay que tener en cuenta el ángulo con el que sale el láser del avión y el tiempo que tarda en volver.

La respuesta del láser no es igual para distintos tipos de superficie, si es suelo o un objeto sólido el láser no tiene problema. Si se encuentra con vegetación al llegar a la

parte más alta de esta, el láser vuelve, pero hay una parte que penetra al no ser una superficie sólida y obtenemos dos alturas en vez de una. Es de elevada importancia el procesamiento posterior a la recogida de los datos elaborando la nube de puntos originales o los llamados Modelos Digitales tanto de superficie (MDS) como del terreno (MDT) (Figura 16).

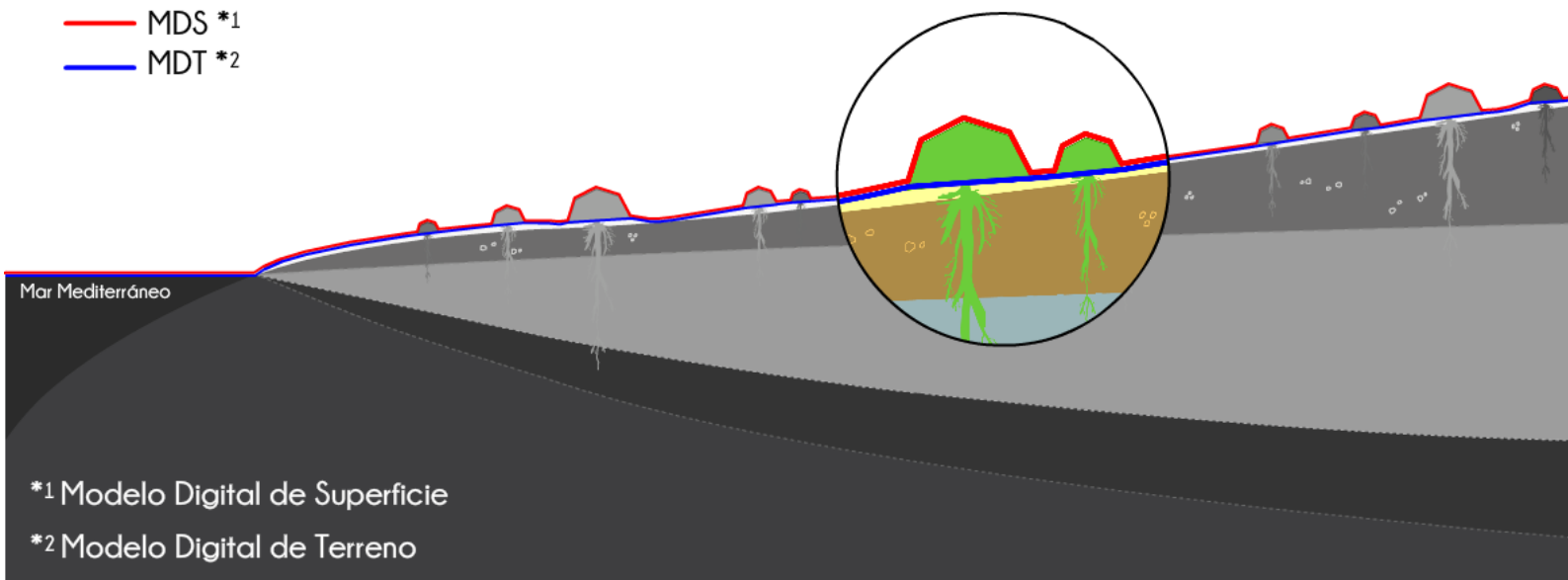


Figura 16. La línea de color azul, es el Modelo Digital del Terreno (MDT) y la línea de color rojo es el Modelo Digital de Superficie. Los datos de las capas están en blanco y negro, representan las capas de agua de la interfase agua dulce (el gris más claro) – agua salada (el gris oscuro) y la zona de mezcla (más oscura).

Los modelos digitales de superficie (MDS), se obtienen interpolando los datos de la nube de puntos. Como resultado obtenemos la altura de toda la superficie, incluyendo vegetación, edificios u otras irregularidades.

Para el modelo digital del terreno (MDT), hay que hacer una clasificación de la vegetación, edificios u otras irregularidades y restarlas al MDS obteniendo así, una interpolación de datos para el terreno exclusivamente.

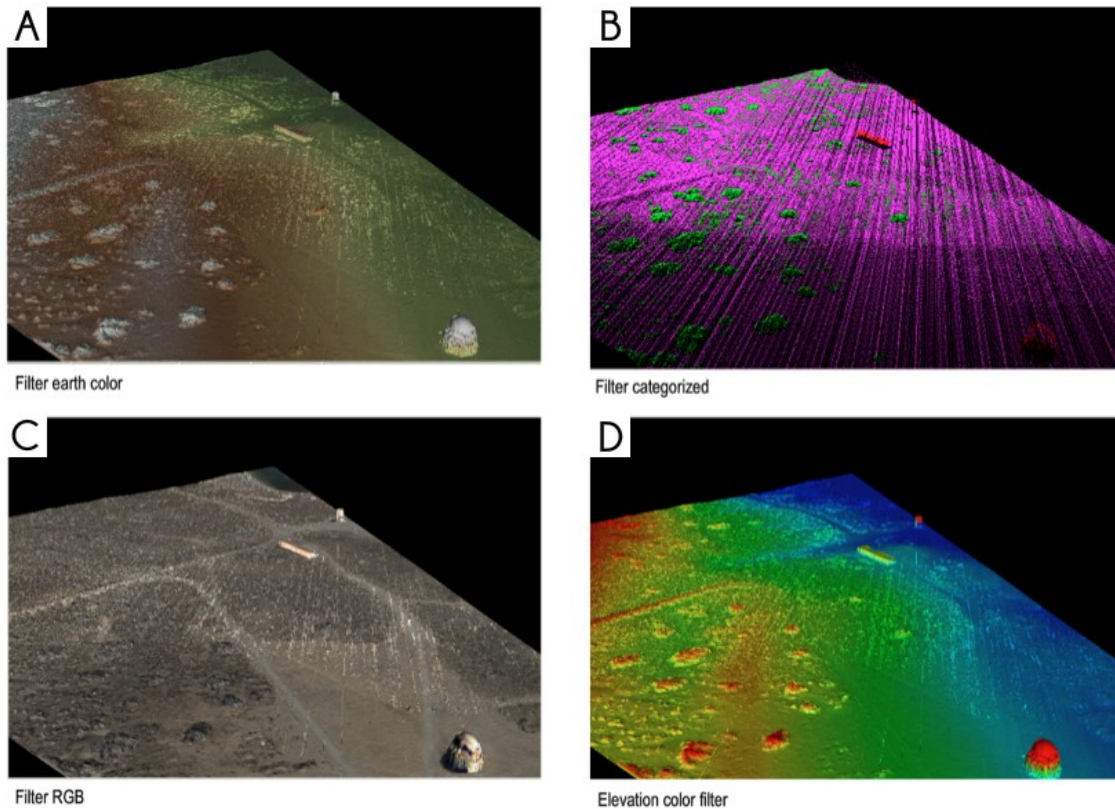


Figura 17. A) Modelo digital de superficie Paleta Earth Color. B) Nube de puntos clasificada, vegetación, suelo y edificios. C) Nube de puntos con ortoimágen. D) Modelo digital con colores según la elevación.

En nuestro estudio, finalmente hemos hecho una clasificación de la vegetación y restándole dicha clasificación al modelo digital de superficie (MDS) obteniendo un modelo digital libre de vegetación (Figura 17B).

4.4. Evaluación de la estructura de la población de *Z. lotus*: reconocimiento y cartografía de agregados

Para el reconocimiento de la estructura, hemos realizado un análisis de datos geoespaciales basado en objetos.

Toda la información usada para la segmentación se ha hecho a partir de ortoimágenes RGB (3 bandas Rojo, Verde y Azul) con una resolución de 0,1 m por 0,1 m por pixel, obtenidas en el vuelo realizado a fecha de 21 Agosto de 2012 financiado por el Centro Andaluz para la Evaluación y Seguimiento del Cambio Global.

Una ortoimagen es una imagen normalmente aérea sin errores o deformidades ya que han sido corregidas previamente para no presentar efectos de perspectiva y donde es posible hacer medidas. La ortoimagen usada para este estudio ha sido de 3 bandas RGB.

Esta información se obtuvo con una cámara digital dotada de un objetivo de 50mm (HASSELBLAD, modelo H4D-50) con un tamaño de pixel de 0.006 mm y una cámara a la

que se le ha retirado el filtro IR (infrarrojo) del CCD y añadido un filtro HELIOPAN RG 850 con un tamaño de pixel de 0.009 mm.

Para el objetivo de 50 mm los ángulos de visión son en la diagonal de 70°, en la horizontal de 59° y en la vertical de 46°. Siendo compatibles con el ángulo de escaneado de datos (FOV) del sensor láser que es de 60°.

Reconocimiento de agregados: Segmentación de la ortoimagen

Para dividir una ortoimagen en regiones u objetos homogéneos de interés podemos usar distintos algoritmos para la segmentación que usan la información obtenida en cada pixel de la imagen. En la elaboración de la segmentación y la clasificación posterior, hemos usado el software Ecognition v.8.7 de Trimble. Una aplicación muy completa con disponibilidad de varios algoritmos para hacer segmentación como "Chessboard, Quadtree, Contrast split, Multiresolution, Spectral difference, Multi-threshold y Contrast filter".

Hay que tener en cuenta una serie de parámetros como la escala (Figura 18) a la hora de hacer la segmentación. A mayor escala, los objetos segmentados serán más grandes y viceversa. Este parámetro depende de heterogeneidad que queramos aceptar (Figura 18).

Una vez asignada una escala, pasamos a definir la forma que viene relacionada con el color. Si modificamos la forma se cambia el color siendo la inversa de tal modo $Forma=1-Color$. Si aumentamos el valor de la forma baja el del color y viceversa.

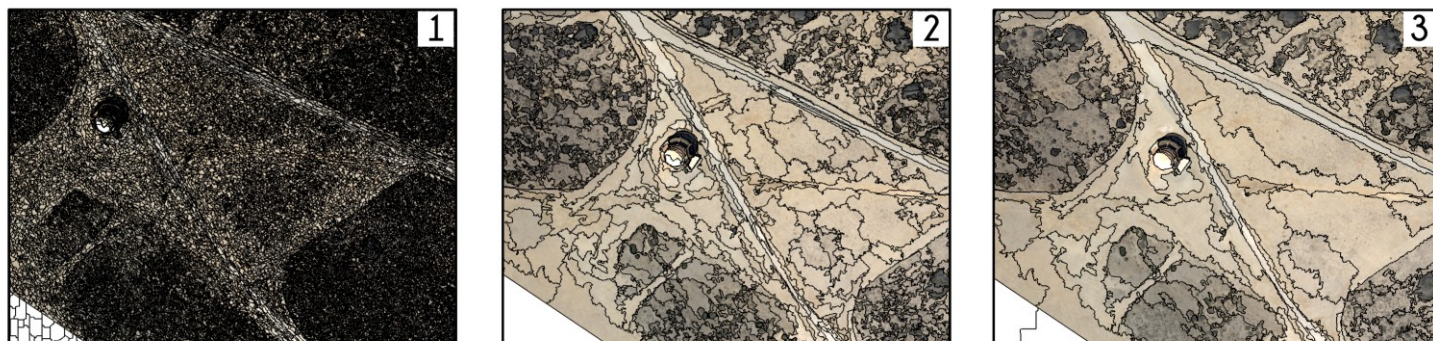


Figura 18. Distintos valores para la escala en la segmentación con el software Ecognition. Para la imagen segmentada número 1, la escala es 10, para la 2 la escala es de 100 y para la imagen segmentada 3 es 200.

Una vez fijados la forma y el color, podemos ocuparnos de otro parámetro importante que es la compacidad, si los objetos a segmentar son lo bastante compactos y se encuentran separados como son los matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus* este parámetro ayudará a homogeneizar la segmentación.

Para el sector A1 se ha usado la escala 200, forma 0,1 y compacidad 0,9 obteniendo un número de objetos de 5.482. En el sector A2 la segmentación se ha hecho bajo el mismo criterio, la escala 200, forma 0,1 y compacidad 0,9 obteniendo 3.858 objetos.

En el sector B1 con escala 200, forma 0,1 y compacidad 0,9 se han segmentado 6.735 objetos.

Posterior a la segmentación, debemos hacer una primera clasificación. Hay diversos métodos para clasificar los objetos o regiones de interés, en este estudio hemos usado una clasificación supervisada por cercanía según las características como el brillo medio, la forma redondeada (roundness) y el área.

Una vez filtrada esta primera segmentación procedemos a la clasificación por medio de muestras o "samples" de cada clase (matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus*, suelo desnudo y otros) un número no menor a 50. El software seleccionará los más afines dándole un valor entre 0 y 1. Siendo 0 totalmente diferente a la muestra y 1 idéntico a la muestra.

Clasificación de los objetos identificados y cartografía de agregados

La clasificación supervisada se ha hecho con el algoritmo Nearest Neighbor, está basada en el muestreo y consiste en definir una serie de muestras y utilizando una serie de características definir la clase de cada objeto a clasificar. Hemos decidido usar este algoritmo por la dificultad para definir el conjunto de características para poder clasificar los objetos (Bayer 1999) del área de estudio.

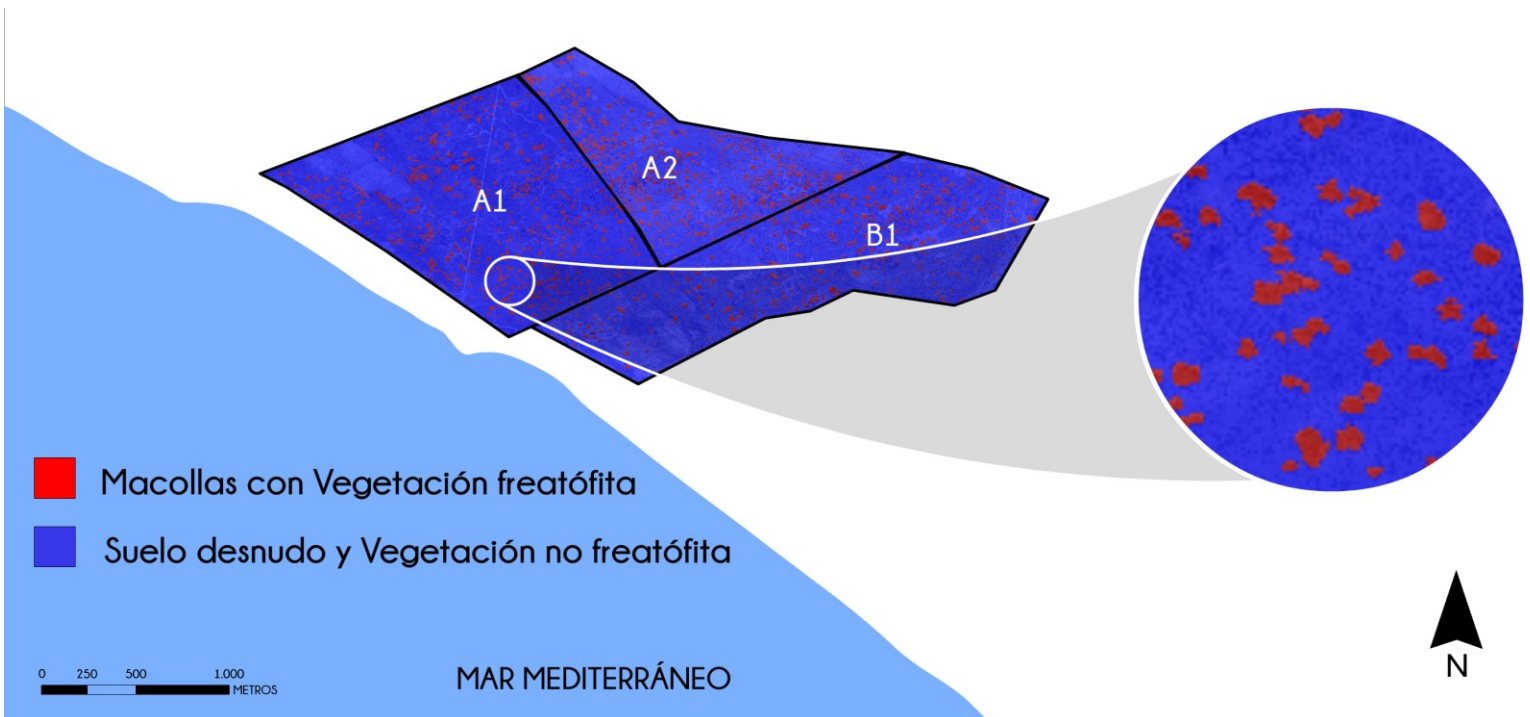


Figura 19. Clasificación de matorrales arborescentes durante la sequía de verano en la zona de estudio separada en tres sectores A1, A2 y B1.

En el proceso de clasificación debemos marcar muestras para que el software (Ecognition v.8.7) conozca cuales son verdaderamente ejemplos validos. Y posteriormente clasificar según las muestras los objetos que estime que se acercan más interpretando sus diferentes características. Para usar este tipo de clasificación

hemos elegido una serie de características como las medias de los valores de las capas RGB, el brillo, el área o la forma redondeada.

Finalmente obtenemos un mapa de las clases definidas (Figura 19) que deberá ser verificado posteriormente. La verificación de la clasificación, nos proporciona un valor de acierto para la clasificación con respecto a los valores de muestra. Para obtener este valor de acierto "accuracy" marcamos muestras válidas al azar y lo comparamos con la clasificación obtenida previamente. Para determinar el nivel de acierto, hemos proporcionado un 10% de muestras válidas con respecto al número total de *Z. lotus* clasificados para cada zona uno de los sectores.

Obtenemos unos datos de acierto en porcentaje para valorar si es correcta o no la clasificación y si está dentro del rango de error que estamos dispuestos a correr.

4.5. Análisis de las relaciones entre el acuífero y la vegetación freatofita.

4.5.1. Análisis de la estructura de la población de *Z. lotus* a través de los sectores hidrogeológicos

Para evaluar si existen diferencias en la estructura de tamaños de la población de *Ziziphus lotus* entre los diferentes sectores, hemos segmentado la vegetación freatofita y hemos procedido a efectuar los análisis de estadística espacial de Average Nearest Neighbor en cada uno de los sectores (Figura 33).

El tratamiento de los más de 2500 puntos identificados como matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus*, ha sido mediante análisis de distribución espacial con el software ArcGis 10 de ESRI y "R", software libre para análisis estadísticos. Los métodos que se han seguido para interpretación de los patrones de distribución de las distintas áreas agrupados en dos clases, la clase Z para la vegetación freatofita y la clase S para la vegetación no freatofita y suelo desnudo han sido el promedio de vecino más cercano y la función K de Ripley.

Análisis del promedio vecino más cercano. (average nearest neighbor)

La relación media del vecino más cercano se calcula como la distancia media observada por la distancia promedio esperada, con la distancia promedio esperada se observa una distribución hipotética aleatoria con el mismo número de características que abarcan la misma área total.

Las medidas de significancia estadística "Z-score" y "P-value" nos muestran resultados que podemos interpretar para aceptar o rechazar la hipótesis nula. En este caso la hipótesis nula se refiere a la distribución de objetos de forma aleatoria.

Con respecto al índice de vecino más próximo, que es la relación entre la distancia media observada y la distancia media esperada, podemos decir que el patrón es aleatorio si el índice de vecindad más próximo cuando el valor es mayor que 1. Y cuando el valor es menor que 1, el patrón está formado por agregados (clúster).

4.5.2. Análisis de los patrones espaciales de la población de *Z. lotus*: vinculación a las fallas.

Métodos estadísticos para el análisis de patrones de puntos. K-function de una variable y L(r) de 2 variables relación Fallas – *Z. lotus*.

Hemos usado el método de análisis espacial, función K de Ripley, para describir cómo se producen los patrones de distribución de puntos sobre el área de estudio. K de Ripley nos permite determinar si el patrón de distribución es agrupado (clúster) o disperso al azar en el área de interés. Se sugiere usar una transformación de la función K de Ripley original, se denomina L(d), y se calcula mediante la siguiente expresión:

$$L(d) = \sqrt{\frac{A \sum_{i=1}^n \sum_{j=1, j \neq i}^n k(i, j)}{\pi n(n-1)}}$$

Donde,

- L(d)** es la transformación de la K de Ripley original,
- d** es la distancia,
- n** es igual al número total de características,
- A** es el área total de las características,
- K_{i,j}** es el peso.

Si no hay corrección de borde, el peso será igual a uno cuando la distancia entre i y j sea menor que d, y será igual a cero en caso contrario. El uso de un método de corrección de borde dado modificará K_{i,j} ligeramente.

En nuestro caso particular, hemos usado la función K de Ripley para describir el patrón de distribución de los matorrales arborescentes de las 3 sectores de la zona de estudio. Los hemos representado con hexágonos de color verde sobre una matriz de color blanco. La función K de Ripley, obtiene el número de matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus* vecinos que se hayan a una distancia determinada de cada matorral arborescente. El número de matorrales arborescentes vecinas observadas se comparan con el número de matorrales arborescentes que se espera encontrar en base de un patrón de puntos completamente al azar.

Si el número de matorrales arborescentes se encuentran dentro de una distancia y es mayor que la de la distribución aleatoria, es agrupada la distribución. Si el número es menor, la distribución es dispersa (Figura 20).

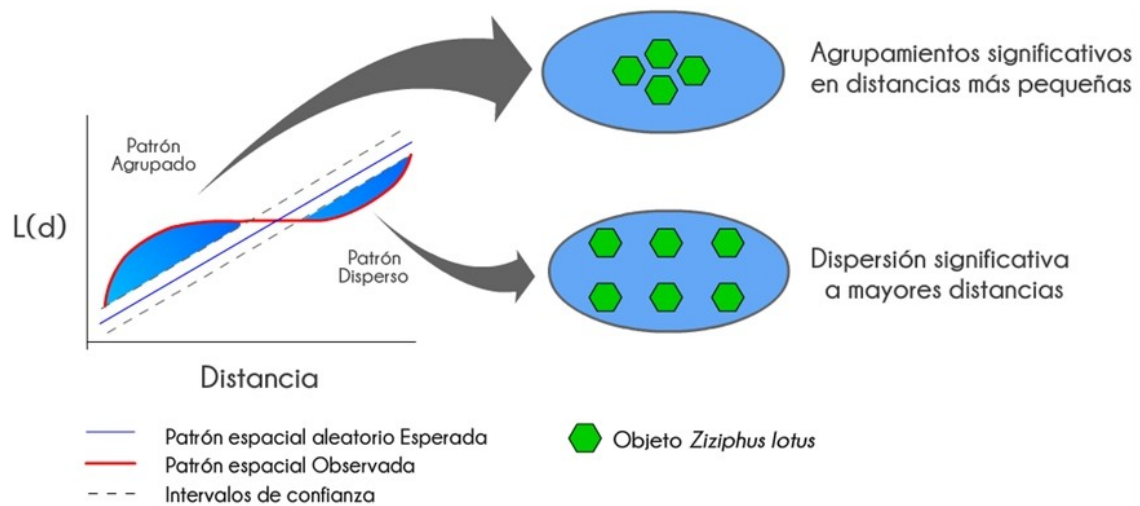


Figura 20. Explicación visual para patrones agrupados y dispersos o uniformes de la K-Función Ripley.

Para realizar un estudio de la estructura espacial de una población de una especie, usamos la función estadística con una sola variable (K de Ripley). Si queremos analizar la relación entre dos tipos de variables, por ejemplo, los individuos de *Z. lotus* con las líneas de falla, o la línea de costa, utilizamos un análisis con dos variables. En nuestro caso, queremos determinar si hay agrupación entre las zonas donde hay fracturas y los individuos de *Z. lotus*, para este análisis empleamos la función K_{cross} o bivariada. De la función obtenemos el número medio de puntos del tipo "*Z. lotus*" dentro de un radio r alrededor de cualquier punto de tipo "líneas de falla".

Este método estima el número esperado de puntos al azar dentro de una distancia r de un punto elegido al azar dentro de una zona (Ripley 1976). La función de la K de Ripley (r) es generalmente transformada a la función $L(r)$ anteriormente citada. Transforma el valor teóricamente esperada para una distribución aleatoria en una línea horizontal que corta el punto (0,0), por lo tanto es más fácil de interpretar que la función exponencial $K(r)$. Dicha Función K de Ripley se ha obtenido con la función "Kest" en el software estadístico R versión 3.0.1.

En la función de la K de Ripley $L(r)$, se representa el eje x como los radios que se seleccionan automáticamente para los que se calculan las abundancias (r). Y en el eje y se muestra la función $L(r)$. La línea roja discontinua es el valor esperado para una distribución aleatoria y la línea de color negro es el valor observado.

Si los valores observados se encuentran por encima de la línea cero (la expectativa de azar) se puede interpretar una distribución espacial agregada. Sin embargo, tenemos que evaluar si esta desviación es lo suficientemente grande como para rechazar la hipótesis nula de una distribución espacial aleatoria o RSE (aleatoriedad espacial completa). Usamos los intervalos de confianza para refutar la hipótesis nula. En el análisis se elaboran un número de simulaciones de 1000.

5. RESULTADOS

5.1. Curvas de resistividad aparente y profundidad del nivel piezométrico.

Para hacer una caracterización de la interfaz de agua dulce - agua salada en los distintos sectores del acuífero, proyectamos 4 Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) (Figura 21). Debido al elevado nivel de fracturación de la zona y su localización entre dos ramblas, resulta difícil la interpretación de los resultados de resistividad aparente en el terreno. Las curvas de los SEV1 y SEV2 corresponden al sector A1 y A2 respectivamente, y el SEV3 se ubica dentro del sector B1. El SEV4 se encuentra fuera de los sectores delimitados, pero proporciona valiosa información para los perfiles interpretados (Figura 21).

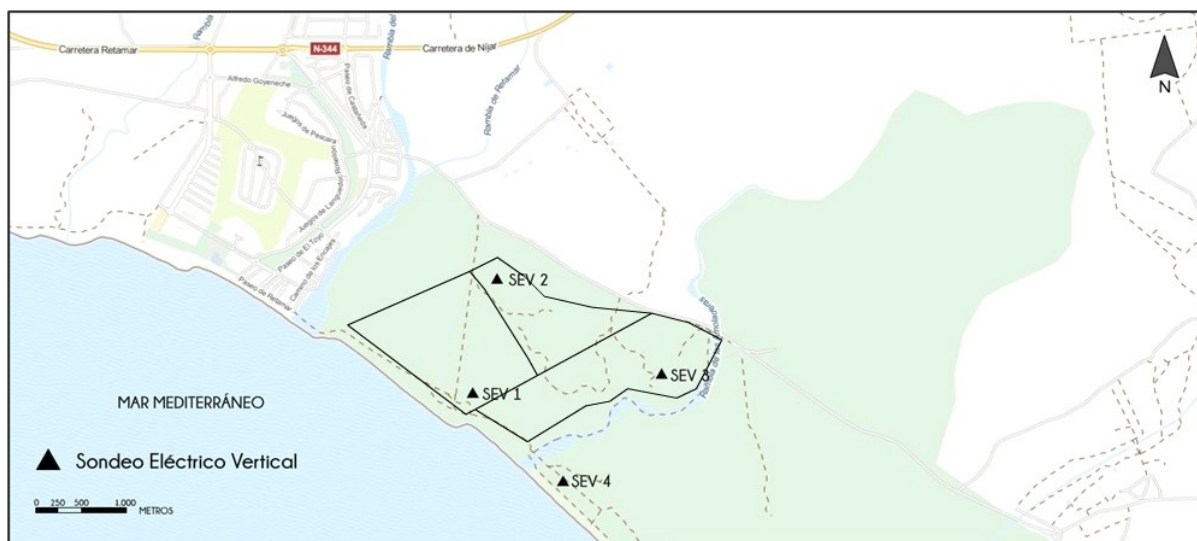


Figura 21. Detalle de la ubicación de los 4 sondeos eléctricos verticales realizados en la zona de estudio. Las líneas discontinuas son caminos sin asfaltar. En línea continua negra los sectores A1, A2 y B1.

En general, las gráficas de resistividad aparente frente a $AB/2$ muestran una tendencia similar de decrecimiento de la resistividad aparente con la profundidad, que dependiendo del SEV concreto se pueden diferenciar hasta tres capas geoelectricas (curvas tipo Q) (Figuras 22 y 23).

En todos los sectores las capas superficiales poseen elevadas resistividades aparentes ($> 1000 \Omega.m$) correlacionales con materiales conglomeráticos, encostrados y cementados (terrazas, costras) de espesor variable y con una distribución discontinua en el espacio. La segunda capa ($300-400 \Omega.m$) se ha interpretado, en todos los caso también, como areniscas y/o arenas y limos cuaternarios o pliocuaternarios. Finalmente, en profundidad, y según el SEV, se ha interpretado como la presencia del inicio de la interfase cuando los valores son inferiores a $100 \Omega.m$ (Figura 22 y 23).

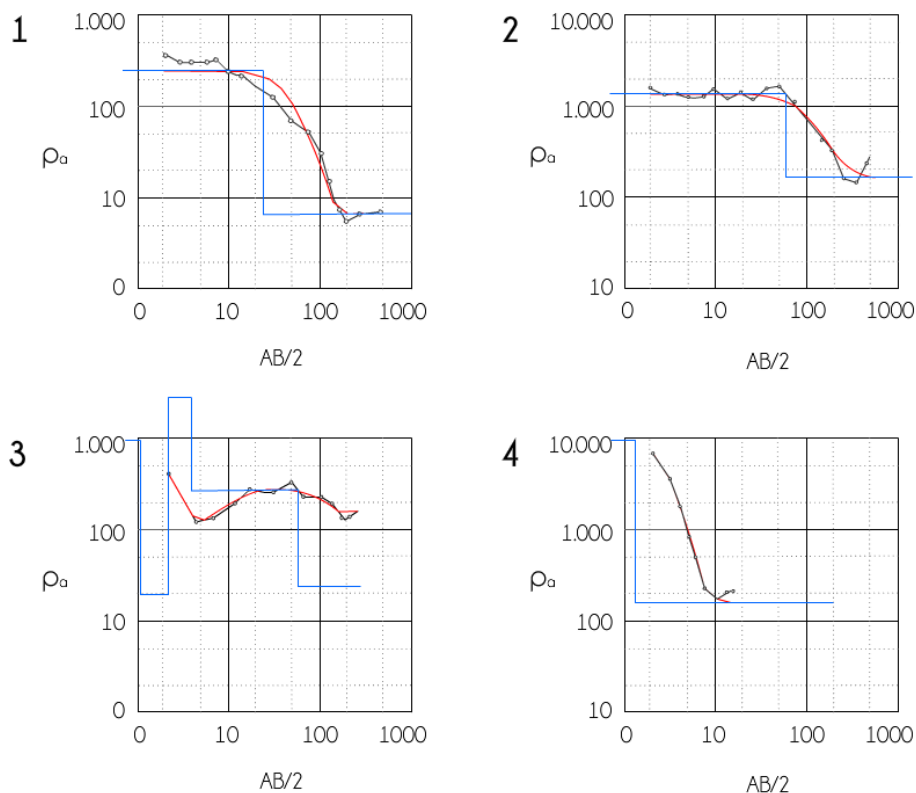


Figura 22. Interpretación de las curvas de resistividad aparente frente a AB/2 de los sondeos eléctricos verticales 1, 2,3 y 4.

SEV n.1 (error 27,6%)	H metros	D metros	Alt. metros	Resistividad a. Ω.m
Capa 1	ini	ini	ini	2472
Capa 2	25,7	25,7	-25,7	65,9
SEV n.2 (error 12,5%)	H metros	D metros	Alt. metros	Resistividad a. Ω.m
Capa 1	ini	ini	ini	1453
Capa 2	55,8	55,8	-55,8	349
SEV n.3 (error 6,89%)	H metros	D metros	Alt. metros	Resistividad a. Ω.m
Capa 1	1,5	1,5	-1,5	2211
Capa 2	43,3	43,3	-44,8	308
Capa 3	~	~	~	40,6
SEV n.4 (error 11%)	H metros	D metros	Alt. metros	Resistividad a. Ω.m
Capa 1	1,3	1,3	-1,3	178,0

Figura 23. Tabla de espesores de las capas interpretadas de los sondeos eléctricos verticales número 1, 2,3 y 4. "ini" lo usamos para las capas iniciales.

Para caracterizar hidrogeológicamente la zona, se elaboraron perfiles a partir de la interpretación geológica e hidrogeológica de los datos geoelectricos (Figura 25). Para

la posición del nivel piezométrico se han usado fundamentalmente los datos de puntos de agua del inventario (Figura 24). Se observa cómo existe una compartimentación del acuífero debido a los juegos de fracturas conjugados.

	Cota m.s.n.m.	NP m.	Temperatura °C	Conductividad eléctrica μS/cm ²	Coordenadas UTM 30N WGS84 m.
Pozo 1 sector A2	21,4	15,4	22,1	12800	563800 4076718
Pozo 2 sector B1	18,65	8,65	21,1	4520	563934 4075818

Figura 24. Tabla de los datos de Cota, Nivel piezométrico, Temperatura, Conductividad eléctrica y coordenadas UTM del pozo 1 del sector A2 y pozo 2 del sector B1.

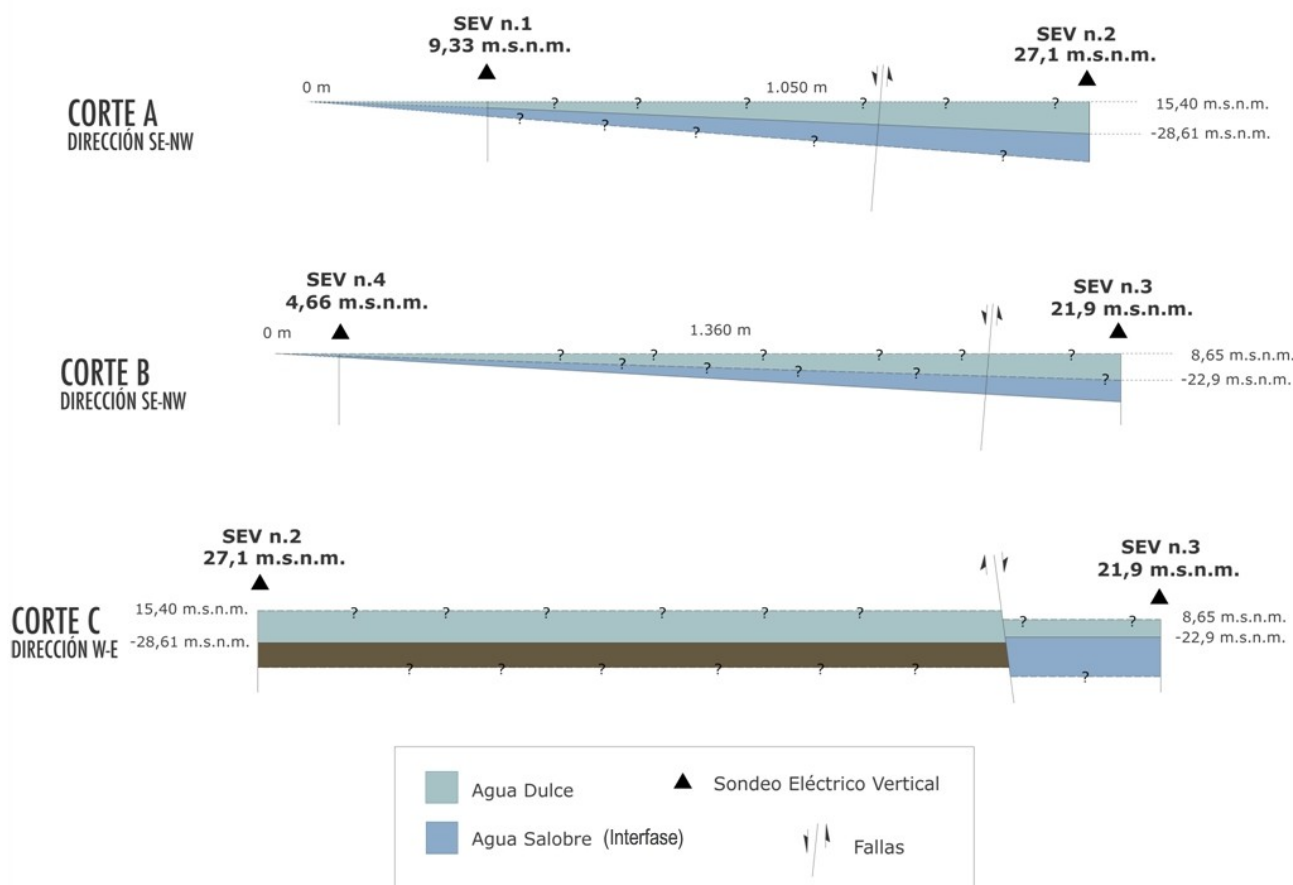


Figura 25. Esquemas de las capas de agua de los cortes entre los SEVs 1 y 2, los SEVs 3 y 4 y los SEVs 2 y 3 paralelo a la costa. En color marrón arenas con limos.

Para una mejor interpretación, teniendo en cuenta los materiales de gravas y arenas que hay en la zona, se elaboraron tres esquemas tipo corte. En el esquema entre el SEV1 y el SEV2 con dirección SE-NO la capa salina del sector A1 está a menor profundidad que en el sector A2. Esta interpretación no ha podido ser contrastada con medidas del nivel piezométrico en el sector A1 (Sur), pero en el sector A2 (Norte), hemos medido la altura del nivel piezométrico en una antigua noria, siendo este nivel

piezométrico concordante con la hipótesis anteriormente citada. Sin embargo las medidas de conductividad eléctrica ($12800 \mu\text{S}/\text{cm}^2$), nos indican que puede estar influenciado localmente por las infiltraciones de invernaderos cercanos. Ya que con respecto a otras medidas tomadas en la zona, la diferencia es notable ($5000 \mu\text{S}/\text{cm}^2$). Además la altura del nivel piezométrico medida en la noria, es más alto en comparación a un pozo cercano que está seco a esa misma profundidad. Con la recopilación de datos obtenemos una idea del gradiente de salinidad que puede tener el acuífero en sus distintas compartimentaciones. En un esquema tipo "corte" se hace la interpretación gráfica para visualizar las zonas de mezcla entre agua salina y dulce en las diferentes zonas estudiadas (Figura 26).

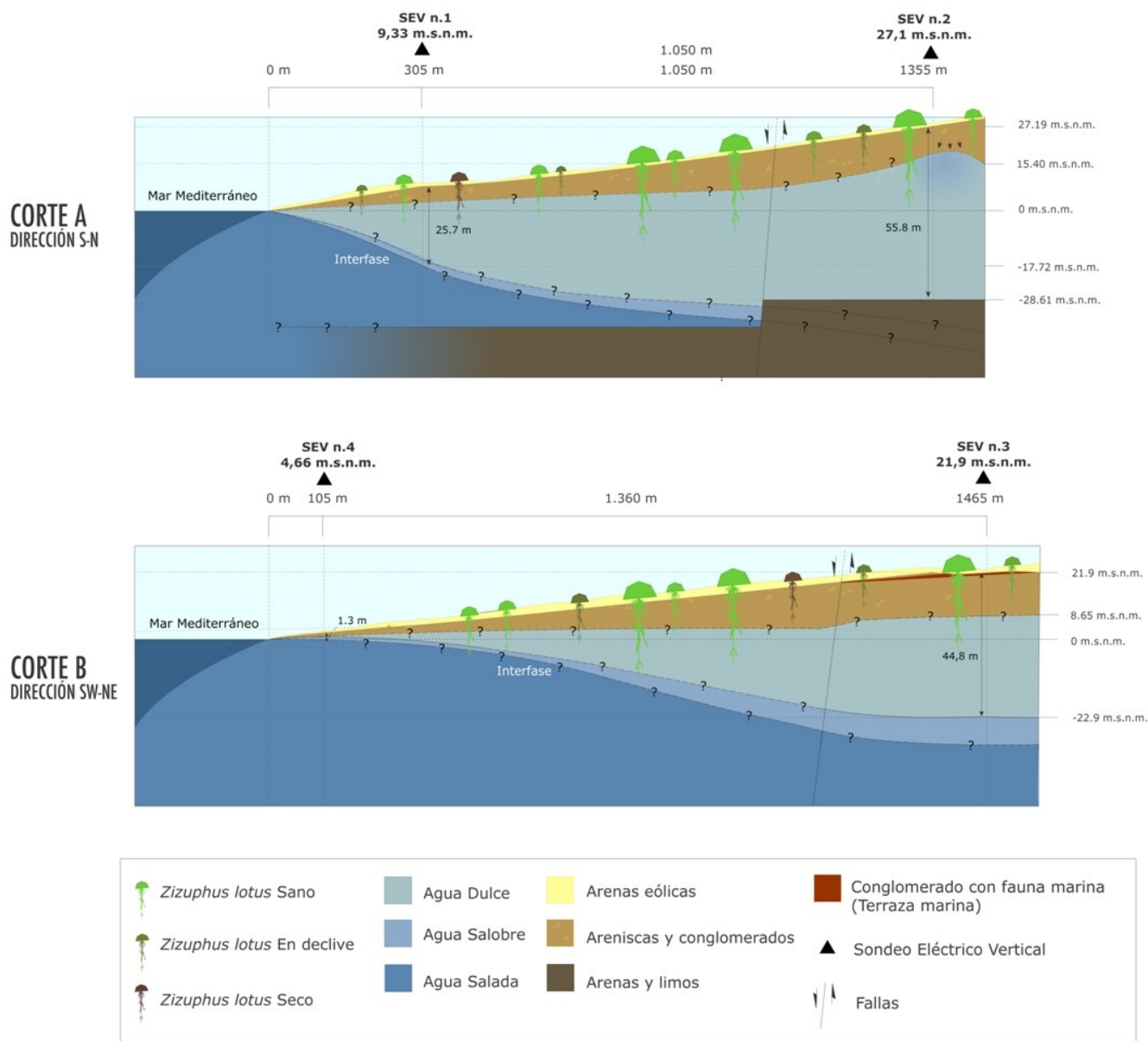


Figura 26. Esquema visual de los cortes entre los SEVs número 1 y 2 (Corte A), SEVs número 3 y 4 (Corte B) y SEVs 2 y 3 (Corte C).

Para evaluar las diferencias entre el sector A2 (parte occidental Norte) y el sector B1 (parte oriental), elaboramos otro corte (corte C)(Figura 27), con dirección O–E. A partir de él, se interpreta un gradiente de altura entre capas de agua con semejante resistividad aparente (308 Ω .m para el SEV número 3 y 349 Ω .m para el SEV número 2). La diferencia de altura es 5,2 m entre la cota del SEV 2 y la cota del SEV3, ya que el punto del SEV2 está a 27,1 m sobre el nivel del mar y el punto SEV3 está a 21,9 m sobre el nivel del mar. Una vez ajustados esos 5,2 metros de la orografía, la profundidad a la que se encuentra la capa con agua salobre es de 4,6 metros de diferencia entre el sector A2 y B1 (Figura 27) que puede ser determinante para que las raíces de individuos jóvenes de menor tamaño, puedan o no llegar al agua subterránea. Estos corresponden con los medidos el nivel freático del pozo 1 y el pozo 2, uno en cada sector corroborando las interpretaciones de las curvas de resistividad aparente.

En cuanto al sector B1, con los datos de los SEV 3 y 4, interpretamos un gradiente de salinidad semejante al gradiente entre el sector A1 y el sector A2. Aunque comparando los datos obtenidos en los SEV número 2 y 3, interpretamos que hay una diferencia de alturas de la capa salina (Figura 26). Además, como cabía esperar observamos un gradiente de cercanía de la capa salina a la superficie, desde el mar hacia el interior.

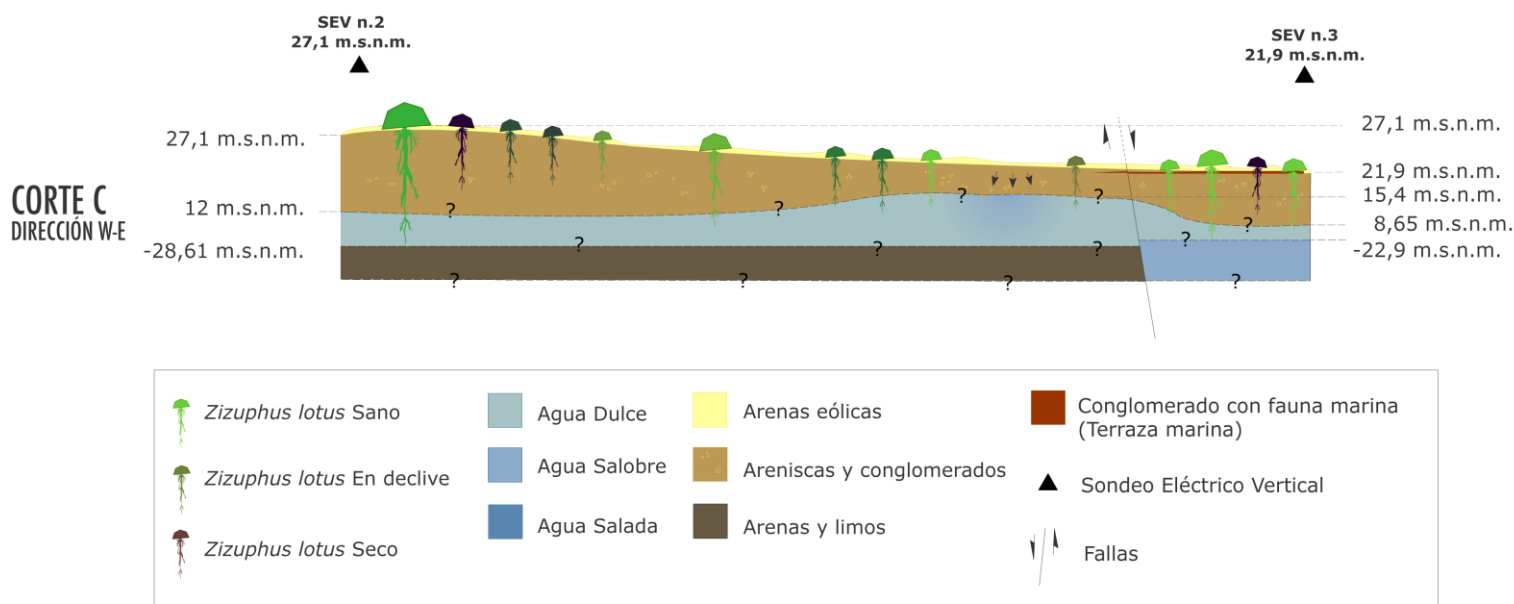


Figura 27. Visual de la diferencia de altura en el Nivel piezométrico entre los puntos de los Sondeos eléctricos verticales número 2 y 3 separados por una falla que delimita los sectores A2 y B1.

Con la ayuda de los sondeos eléctricos verticales y la altura del nivel piezométrico de los pozos en la zona de estudio, determinamos las capas y la profundidad de la interfase agua dulce – agua salada. Finalmente, para la interpretación nos ayudamos del mapa geológico de la zona y de la interpretación de las fallas que separan los distintos sectores.

5.2. Reconocimiento y cartografía de agregados *Z. lotus*

El número de objetos varió entre los diferentes sectores. En el sector A1 fue de 4.835 para suelo y vegetación no freatófita (Clase S) y de 647 objetos para matorrales arborescentes con vegetación freatófita (Clase Z). En el sector A2 se obtuvieron 1.001 objetos para la clase Z y 2.857 para clase S. Finalmente, en el sector B1 se segmentaron 5.756 objetos para suelo desnudo y vegetación no freatófita (S) y 979 para vegetación freatófita (Z).

El área total de las clases de objetos identificados varió entre los sectores. Así, el área de la clase Z en el sector A1 fue de 6,1%, mientras que en la clase S fue del 93,9%. En el sector A2 el área para la clase Z fue del 11% y en la clase S del 89%. En el sector B1 el área correspondiente a la clase Z fue del 7,6% y de la clase S del 92,4%. De la misma forma, el área media de los objetos identificados en cada sector también fue diferente. Los objetos del sector A1 incluidos en la clase S tuvieron un área media de 18816,68 píxeles (10 cm de resolución espacial), mientras que el área media de píxeles para la clase Z fue de 9230,08 píxeles. En el sector A2 el área media de la clase S fue de 17.754 píxeles y de 5.679 píxeles, para la clase Z. El sector B1 los objetos de la clase S tuvieron un área media de 14.442 píxeles y de 7.016 píxeles para la clase Z.

Para la clase Z, en el sector A1 se observa el mayor número de vecindad de 3,7 de media, en el sector A2 el número medio de vecindad es 2,5 y en el sector B1 el número medio de vecindad es de 2,7. En la clase S, el número medio de vecindad del sector A1 es 6,1, para el sector A2 es 5,9 y para el sector B1 es 5,6.

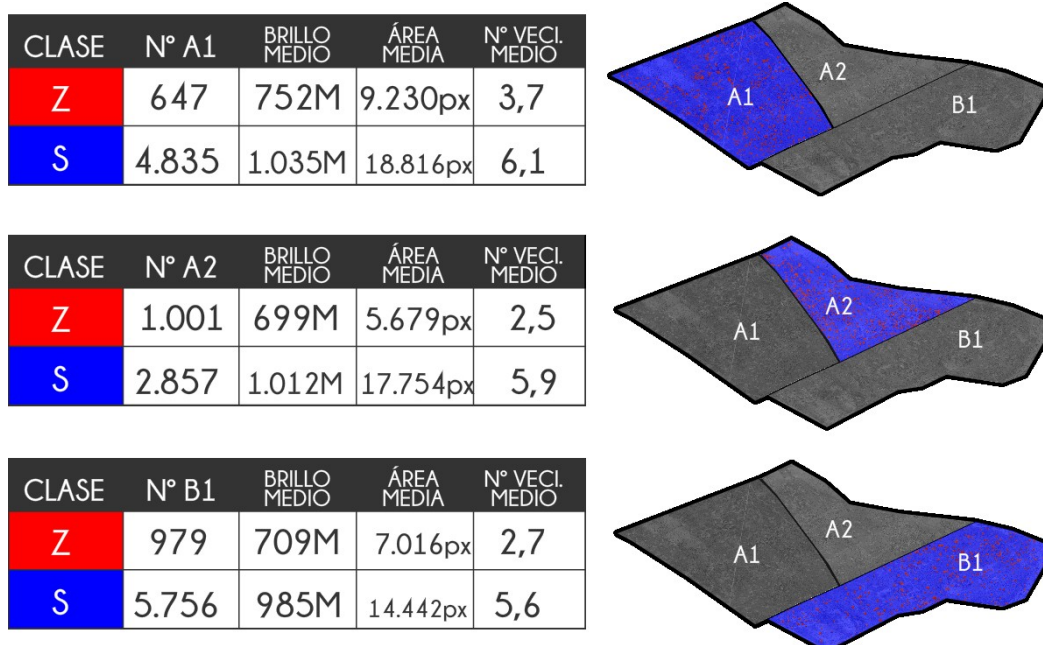


Figura 28. Relación área media, número de vecindad, brillo medio y numero de objetos (Z: Vegetación freatófita. S: Vegetación no freatófita y suelo) de los sectores de la zona de estudio.

5.2.1. Calidad de la clasificación obtenida mediante E-cognition de *Ziziphus lotus* en los sectores de estudio

Antes de hacer cálculos de distribución espacial, obtenemos los datos de error y si son apropiados para que en análisis posteriores obtener un resultado significativo.

El "overall accuracy" o acierto en la clasificación para el sector A1 es de: 0,89 para la vegetación freatófita. El KIA (Kappa Index of Agreement) es de 0,79 (Figura 29). Siguiendo la clasificación de autores como (Landis & Koch, 1977), es una aproximación buena (Viera & Garrett, 2005).

Tabla de Confusión Sector A1

Confusion Matrix			
z	55	0	55
s	12	50	62
unclassified	0	0	0
Sum	67	50	
Accuracy			
Producer	0.8208955	1	
User	1	0.8064516	
Hellden	0.9016393	0.8928571	
Short	0.8208955	0.8064516	
KIA Per Class	0.662	1	
Totals			
Overall Accuracy	0.8974359		
KIA	0.7966396		

Figura 29. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector A1 de la zona de estudio.

Los valores para el sector A2 son de 0,92 para acierto (accuracy) y para KIA (Kappa Index of Agreement) es de 0,85 (Figura 30).

Tabla de Confusión Sector A2

Confusion Matrix			
z	47	0	47
s	8	55	63
unclassified	0	0	0
Sum	55	55	
Accuracy			
Producer	0.8545455	1	
User	1	0.873	
Hellden	0.9215686	0.9322034	
Short	0.8545455	0.873	
KIA Per Class	0.746	1	
Totals			
Overall Accuracy	0.9272727		
KIA	0.8545455		

Figura 30. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector A2 de la zona de estudio.

Para el sector B1 son de 0,89 para acierto (accuracy) y para KIA (Kappa Index of Agreement) es de 0,78 (Figura 31).

Tabla de Confusión Sector B1

Confusion Matrix			
z	41	2	43
s	9	52	61
unclassified	0	0	0
Sum	50	54	
Accuracy			
Producer	0.82	0.963	
User	0.9534884	0.8524590	
Hellden	0.8817204	0.9043478	
Short	0.7884615	0.8253968	
KIA Per Class	0.6931148	0.9104220	
Totals			
Overall Accuracy	0.8942308		
KIA	0.787		

Figura 31. Tabla de los datos de Overall Accuracy y KIA (Kappa Index of Agreement) del sector B1 de la zona de estudio.

Para este estudio, usamos la segmentación del tipo "multiresolution" que se adapta mejor a las necesidades para la división de nuestra ortoimagen en objetos o regiones, ya que puede trabajar con segmentaciones jerarquizadas a partir de objetos formados

por píxeles. Esta técnica de fusión desde abajo puede separar los objetos de una forma jerarquizada y obtener resultados cada vez más precisos (Figura 32).

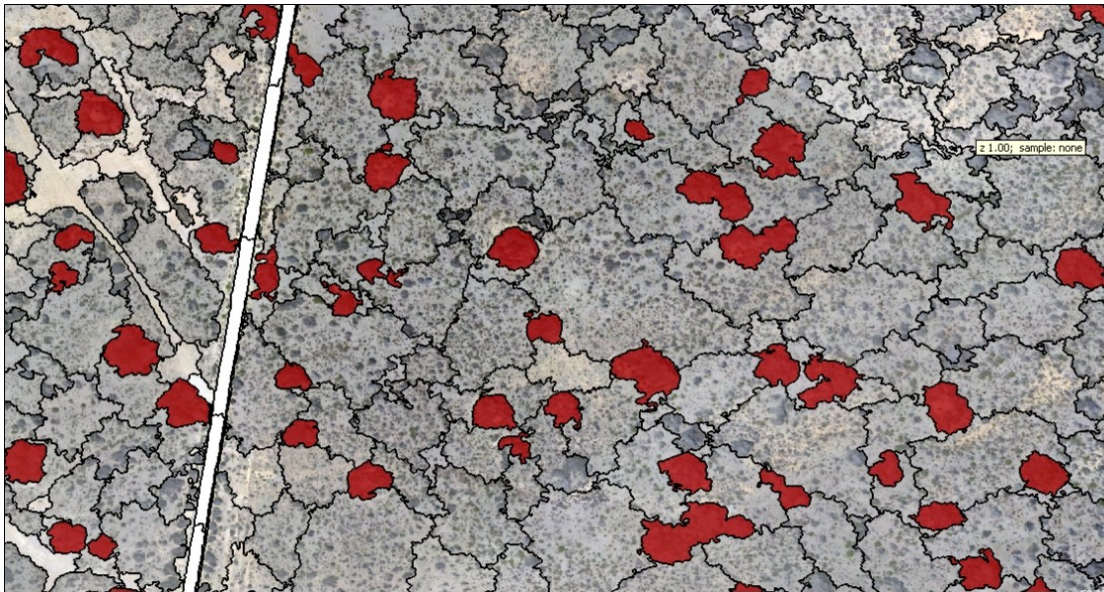


Figura 32. Ejemplo de clasificación de *Z. lotus* en color rojo del área de estudio.

5.3. Estructura y patrón espacial de las poblaciones de *Z. lotus* a lo largo de los sectores

En las zonas de estudio delimitadas por fallas se ha observado que tanto la distribución, como el área de los matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus*, tienen un patrón diferente en cada una de ellas (Figuras 33 y 35). En el sector A1, la distancia media entre matorrales arborescentes fue de 21,7 m siendo indicador de una competencia por el agua ya que en los sectores A2 y B1 fue menor, 13,3 m para el sector A2 y 16,9 m para el sector B1 (Figura 35). En el histograma de frecuencias para el área de los individuos en cada sector podemos ver como en el Sector A1 la población de *Z. lotus* tiene mayor área que en los sectores A2 y B1 donde la frecuencia de los individuos de menor área es mayor (Figura 34).

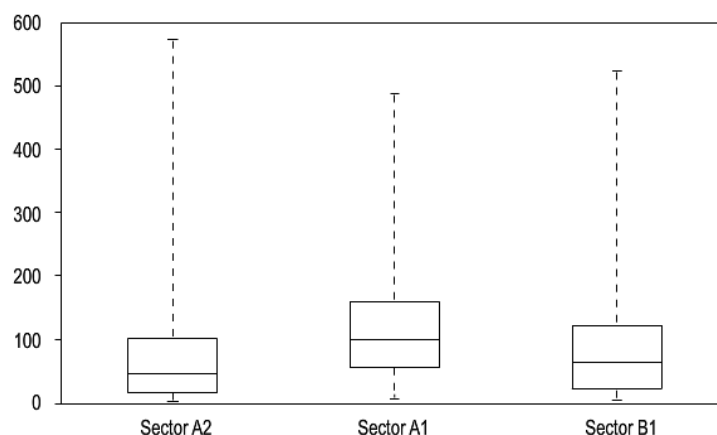


Figura 33. Boxplot del área media de los agregados de *Z. lotus* en cada sector. En el sector A1 el área de individuos media fue mayor que en B1 o A2. Unidades en m².

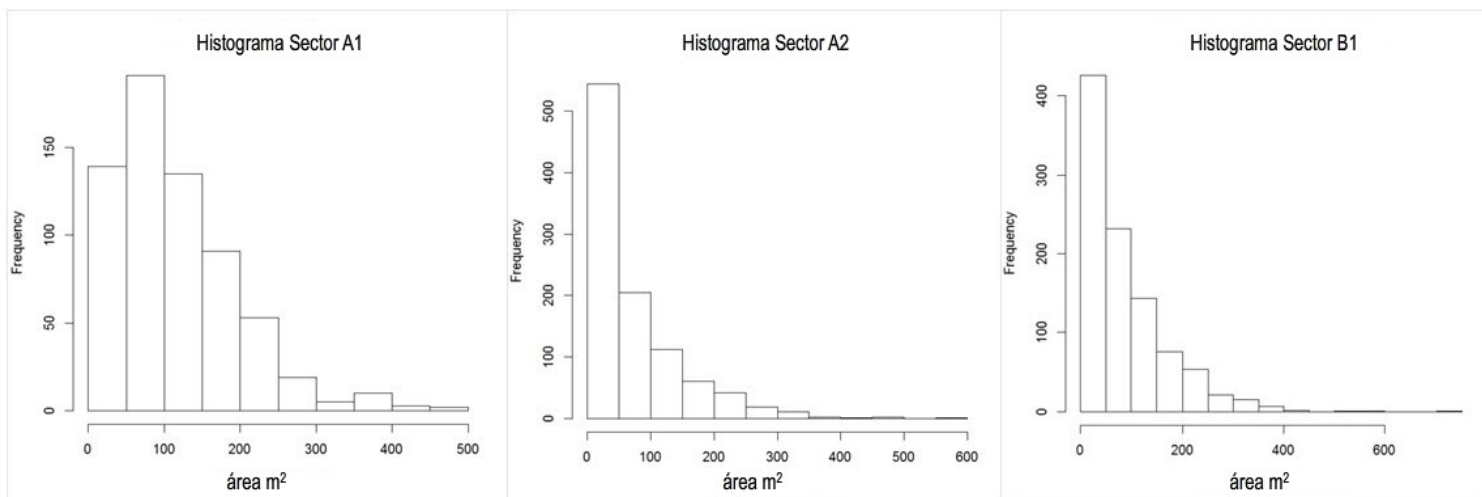


Figura 34. Histogramas de la frecuencia de las áreas de *Z. lotus* en los sectores A1, A2 y B1 de izquierda a derecha.

	Sector A1	Sector A2	Sector B1
Nearest Neighbor Index	0,916765	0,712452	0,811307
Observed Mean Distance	21,79	13,30	16,74
Expected Mean Distance	23,77	18,67	20,63
Z-Score	-4,053450	-17,404339	-11,294798

Figura 35. Tabla de valores del estudio estadístico Average Nearest Neighbor. Las distancias en metros.

Como se puede ver en las siguientes figuras (Fig. 36, 37 y 38) para las zonas A1, A2 y B1, la relación del vecino más cercano es menor que 1, indicando que los matorrales arborescentes de *Z. lotus* se encuentran agrupados. Y debido a que su z-score es menor que 1, hay un probabilidad inferior a 1 de que esta relación de agrupados pueda ser resultado de la casualidad. Siendo la relación de agrupación de las zonas A2>B1>A1.

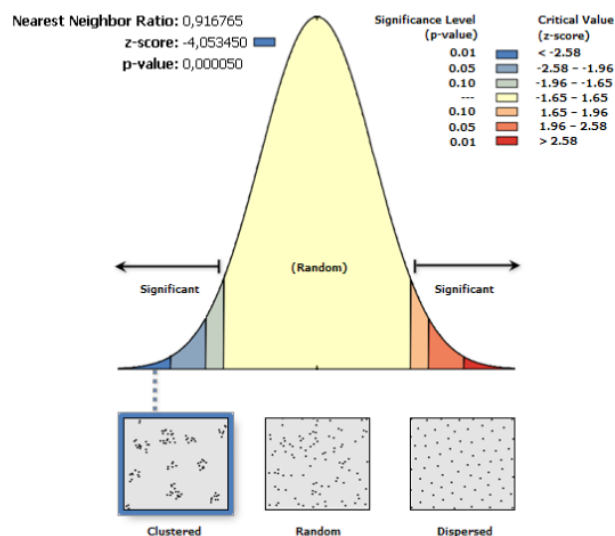
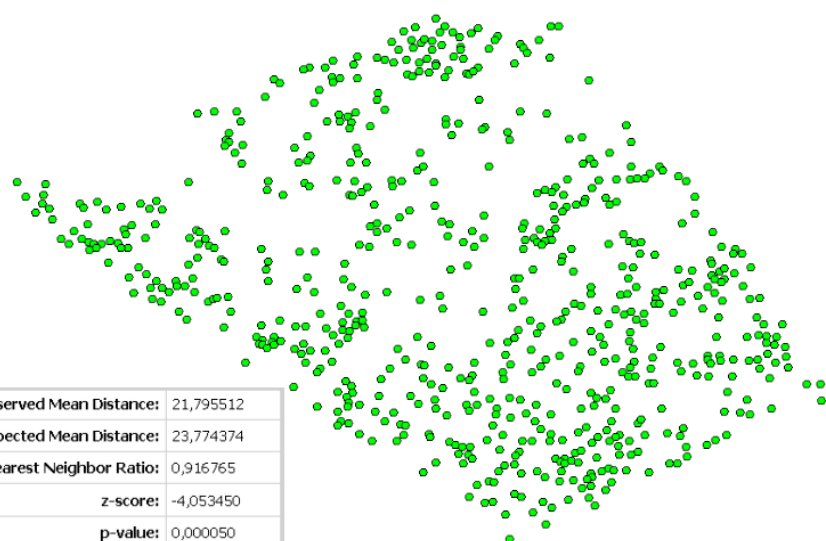


Figura 36. Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector A1. Nearest Neighbor Index: 0,916765. Observed Mean Distance: 21,79. Expected Mean Distance: 23,77. Z-Score: -4,05345. Confidence Level: 95%



Figura 37. Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector A2. Nearest Neighbor Index: 0,712452. Observed Mean Distance: 13,30. Expected Mean Distance: 18,67. Z-Score: -17,404339. Confidence Level: 95%

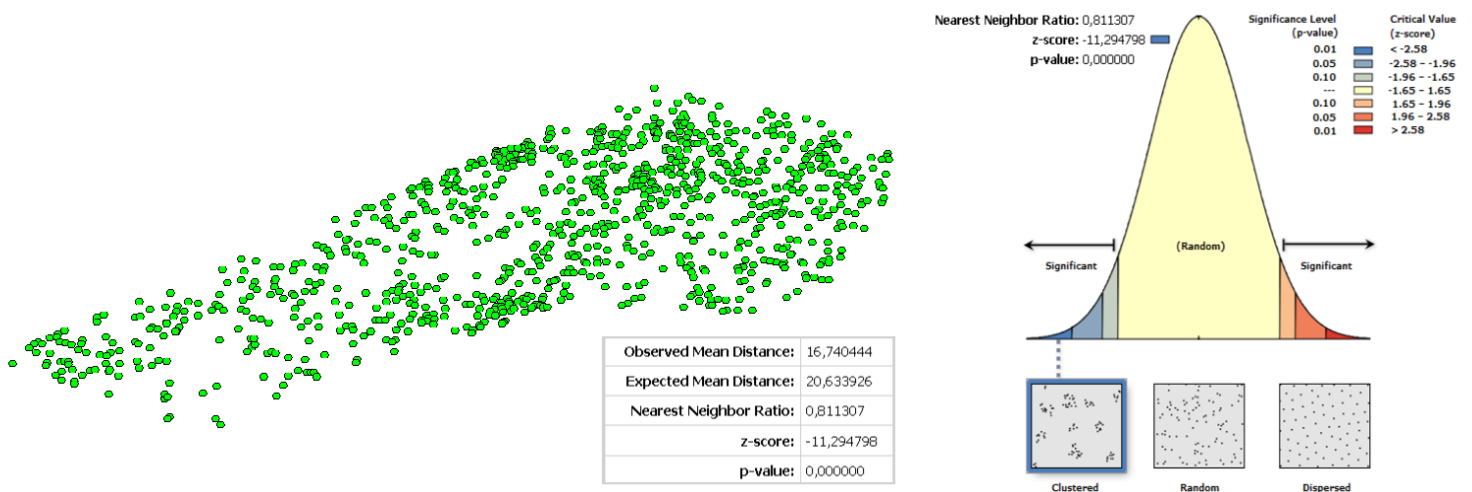


Figura 38. Distribución espacial de *Z. lotus* en el sector B1. Nearest Neighbor Index: 0,811307. Observed Mean Distance: 16,74. Expected Mean Distance: 20,63. Z-Score: -11,294798. Confidence Level: 95%

Finalmente, para evaluar si existían diferencias en el patrón de distribución espacial, distancia entre individuos y grado de agrupación de los individuos de *Z. lotus* entre los diferentes sectores realizamos análisis de estadística espacial de los distintos sectores con la función K de Ripley (Figura 39). Los resultados indican que la población de *Z. lotus* mostró un patrón agregado en todos los sectores.

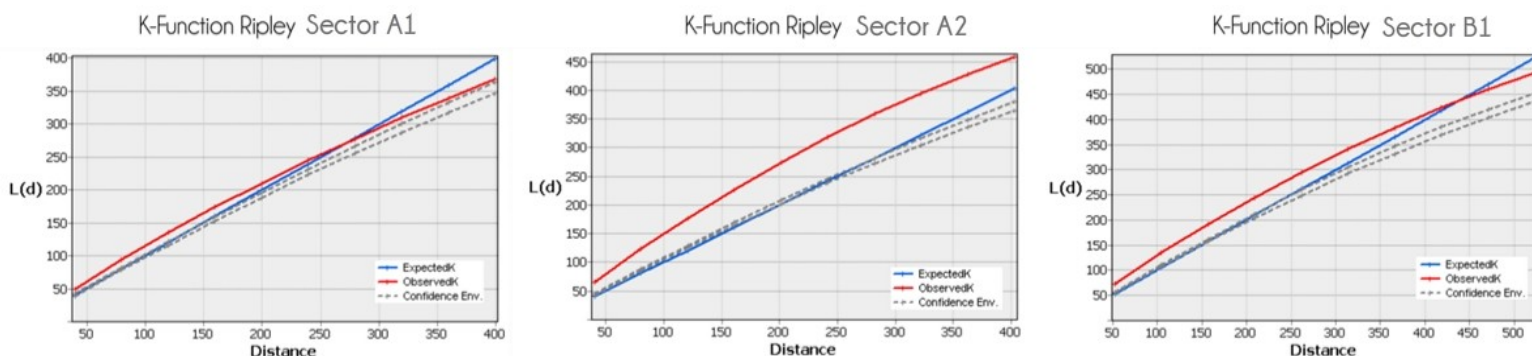


Figura 39. K-Function Ripley de los matorrales arborescentes de las zonas (sectores) A1, A2 y B1. Todas obteniendo valores de distribución en forma de cluster o agrupadas.

Para ayudar a la interpretación los análisis de la K de Ripley hemos obtenido la L(r) tras hacer la raíz cuadrada de la K de Ripley/ π (Figura 40).

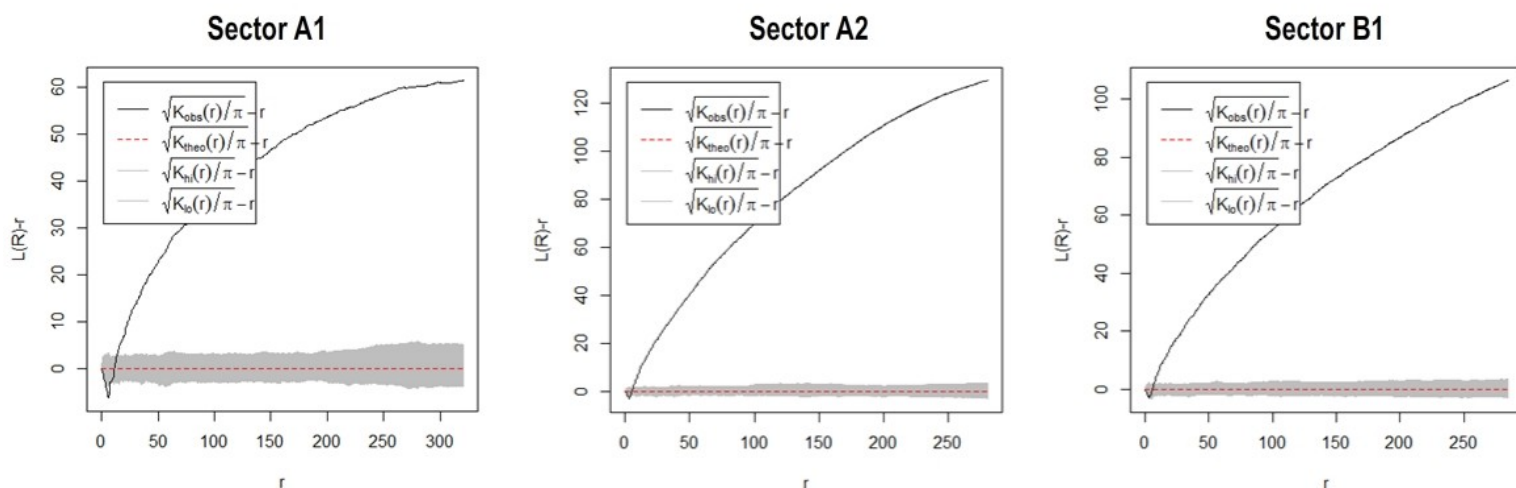


Figura 40. Función L(r) para cada uno de los sectores de izquierda a derecha Sector A1, Sector A2 y Sector B1. Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.

5.4. Agregación espacial de los individuos de *Ziziphus lotus* en relación a las fallas.

Para evaluar si existe relación entre la distribución de individuos de *Z. lotus* y las fallas de la zona de estudio, se ha separado la población de *Z. lotus* por tamaños desde un mínimo a 100 m², de 100 m² a 200 m², de 200 m² a 300 m² y de más de 300 m². Obteniendo las gráficas con la función K de Ripley bivalente, se observa que $L(r)-r > 0$ (Figuras 41, 42, 43 y 44).

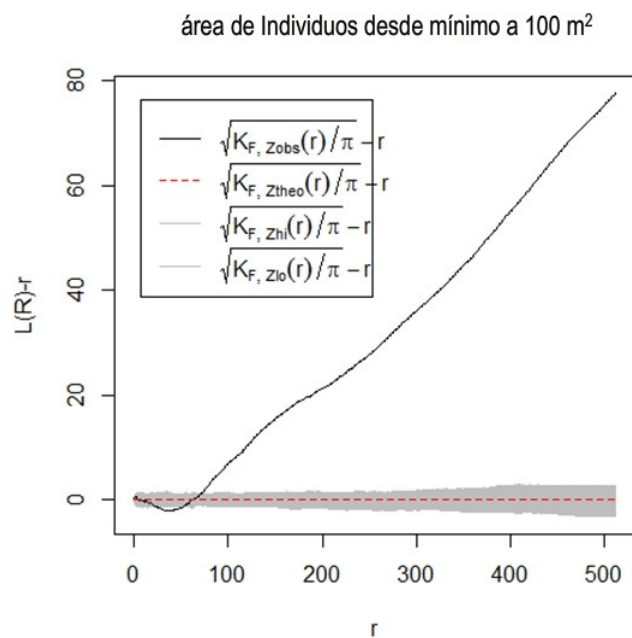
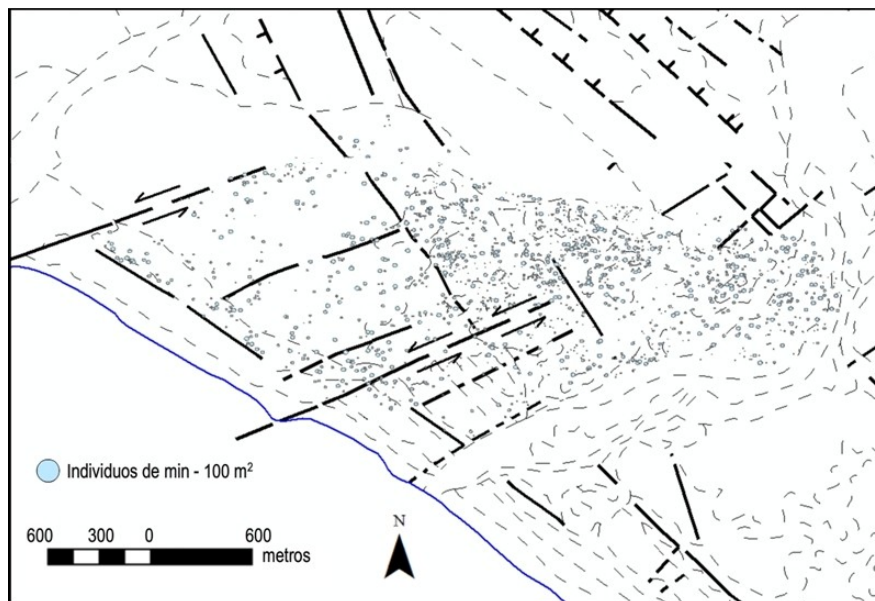


Figura 41. Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos de hasta 100 m² de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área hasta 100 m², función $L(r)$. Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.

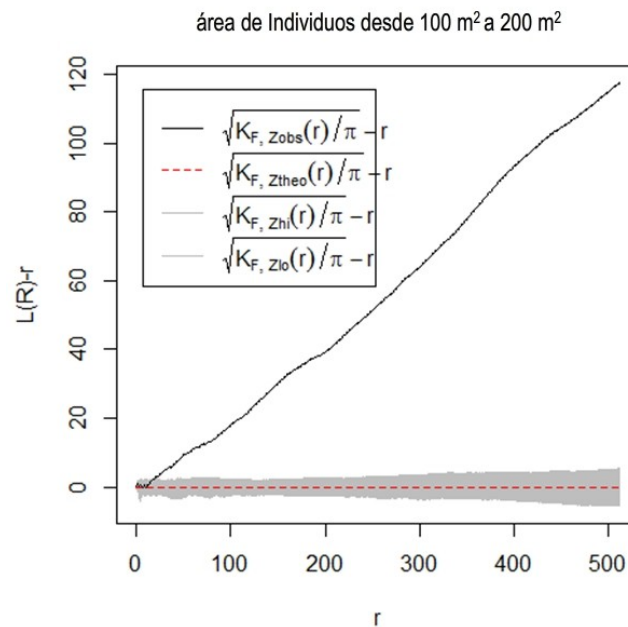
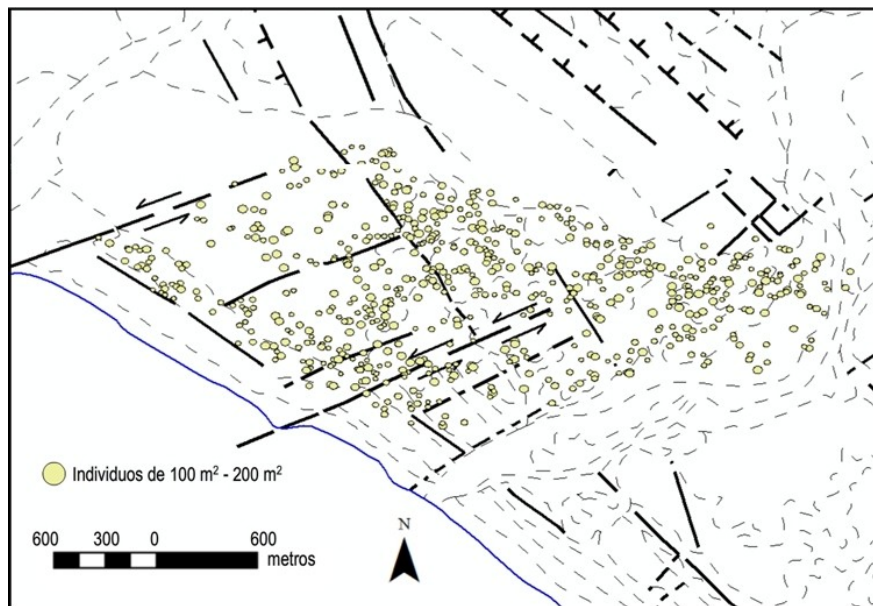
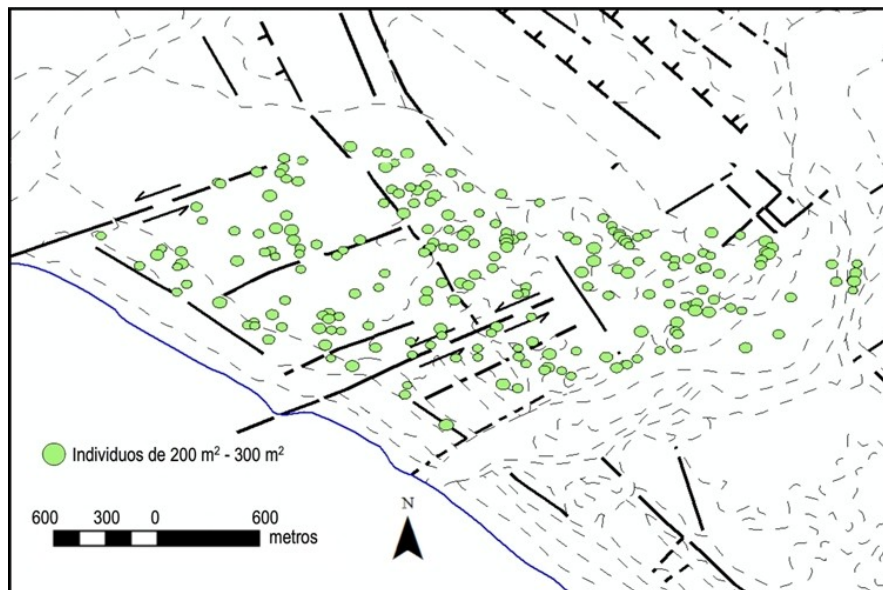


Figura 42. Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos entre 100 m² y 200 m² de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área entre 100 m² y 200m², función L(r). Si L(r)-r = 0 el patrón es al azar; si L(r)-r > 0 es agregado y si L(r)-r < 0 es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.



área de Individuos desde 200 m² a 300 m²

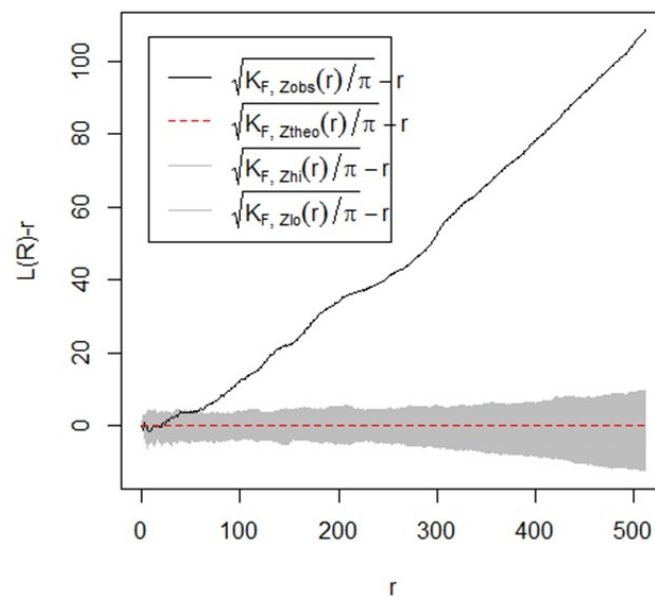
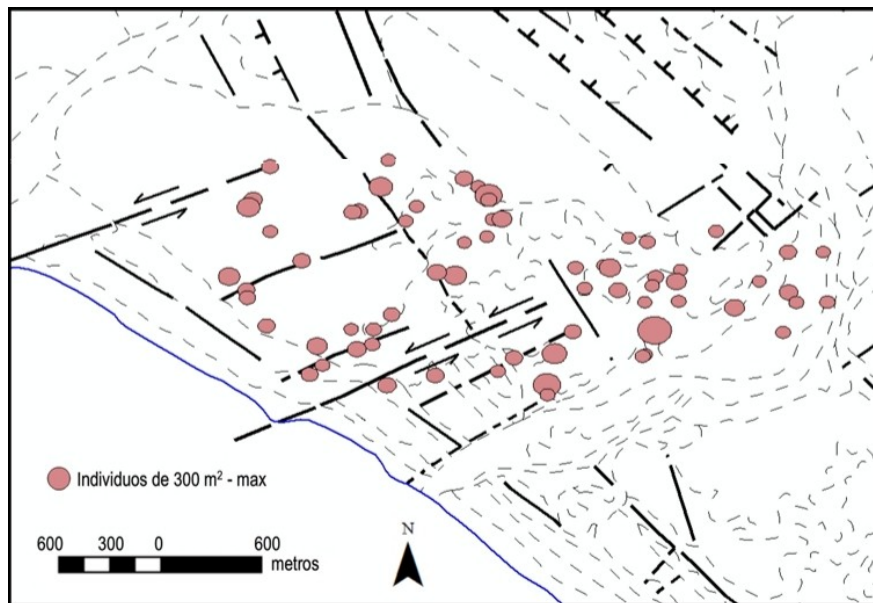


Figura 43. Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos entre 200 m² y 300 m² de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área entre 200 m² y 300m², función L(r). Si L(r)-r = 0 el patrón es al azar; si L(r)-r > 0 es agregado y si L(r)-r < 0 es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.



área de Individuos desde 300 m² a máximo

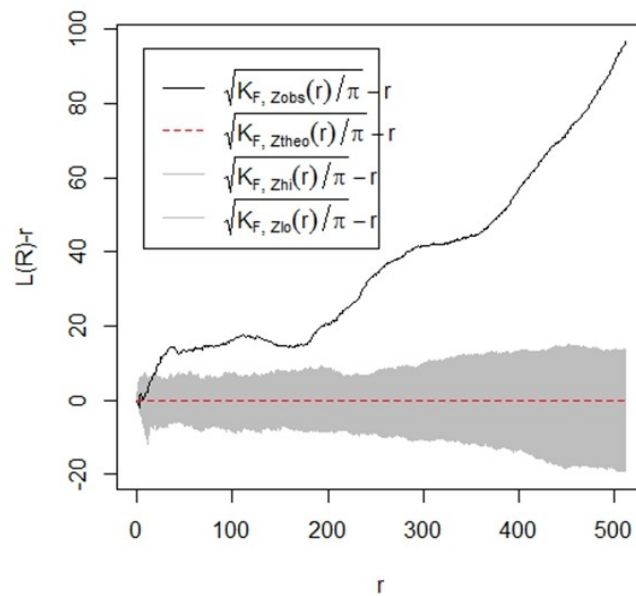


Figura 44. Arriba: Representación espacial en mapa de *Z. lotus* de los individuos de más de 300 m² de área. Abajo: Análisis espacial de segundo orden del patrón de distribución de los *Z. lotus* de área de más de 300m², función $L(r)$. Si $L(r)-r = 0$ el patrón es al azar; si $L(r)-r > 0$ es agregado y si $L(r)-r < 0$ es uniforme según la escala r considerada. La franja gris representa los intervalos de confianza que delimitan el intervalo de hipótesis nula para 1000 simulaciones.

6. DISCUSIÓN

El agua subterránea es una fuente importante de agua para las plantas y los seres humanos, especialmente en las zonas áridas y semiáridas. En estas regiones, la existencia de especies vegetales con capacidad de desarrollar raíces profundas que alcancen los niveles freáticos permiten el desarrollo de tipos de vegetación con mayor cobertura y biomasa del esperado simplemente por las condiciones climáticas (Canadell & Zedler, 1995). El estudio de estas especies, llamadas freatófitas, y su dependencia con el acuífero nos facilita información para entender la interacción entre aguas subterráneas y el ecosistema (Eamus & Froend, 2006). El estudio en profundidad de estas relaciones es fundamental no sólo para la gestión y el cuidado de los ecosistemas, sino también la toma de decisiones en relación a los recursos hídricos.

En este trabajo, determinamos los patrones espaciales y estructurales de la población de *Z. lotus* con respecto a las características del acuífero sobre el que se desarrolla. Diversos trabajos muestran que estos patrones pueden estar relacionados con las características de dispersión de la especie, o con la existencia de procesos de facilitación entre especies o individuos de diferentes edades de la misma especie (Pugnaire *et al.*, 1996). Para el caso de *Z. lotus* (Prieto *et al.*, 2012) y otras plantas del SE ibérico (Armas *et al.*, 2010), se ha sugerido que el responsable de este patrón de agregación es el levantamiento hidráulico (e.g. el ascenso de agua desde capas profundas) desarrollado por especies de raíces largas especialmente en zonas áridas (Jackson *et al.*, 1996). A partir de estas observaciones, nos planteamos si la estructura espacial del azufar puede estar vinculada a controles hidrogeológicos, especialmente pensamos que podría ser relevante la existencia de fracturas en el terreno que permitieran a la planta lanzar raíces profundas.

6.1. Efectos de las diferencias en las características del acuífero y las fallas sobre la estructura y los patrones espaciales de la población de *Z. lotus*.

Los resultados obtenidos permiten evaluar el efecto que tiene la diferencia de alturas del nivel freático y la salinidad en los distintos sectores del área de estudio. En primer lugar, observamos diferencias de altura en el nivel freático de cada sector, lo que confirma la hipótesis de que las fallas pueden comportarse como delimitadoras o compartimentadoras del acuífero. Por otro lado, el espesor de agua dulce parece estar condicionado por el nivel de agua salina ya que si se encuentra más cercano a la superficie, habrá menos espacio de lámina de agua dulce. Los datos son concluyentes en este sentido indicando que el espesor de agua dulce en el sector A2 es mayor que en B1, en éste mayor que en A1.

Los cambios en las condiciones del acuífero (espesor de agua dulce y nivel de salinidad) parecen representar controles de la estructura de la población de *Z. lotus*, ya que en los sectores con mayor espesor de agua dulce hay mayor número de individuos y más cobertura vegetal. En numerosos estudios se ha demostrado que si se reduce la competencia por el agua se produce una mejora del estado hídrico de la planta que conlleva un aumento del tamaño de la planta y su supervivencia (Fonteyn & Mahall, 1978; Ehleringer, 1984). De hecho, el área de individuos de *Z. lotus* es diferente para cada sector, es decir, interviene directamente la altura de la lámina de agua con el porcentaje de cobertura de cada sector (Figura 45).

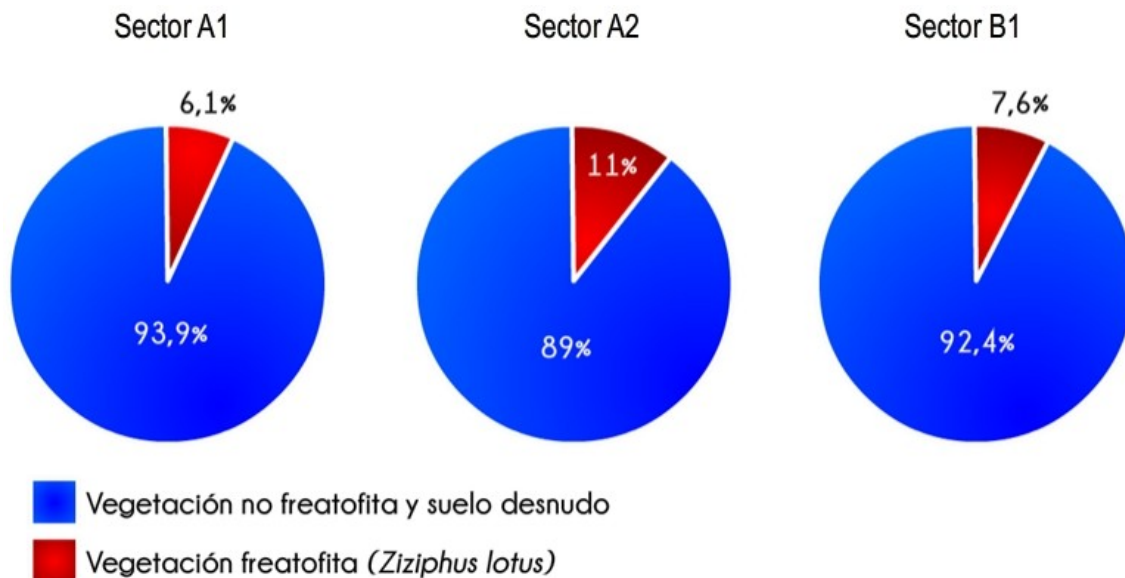


Figura 45. Porcentajes de las clases "Z": 6,1% para el sector A1, 11% para el sector A2, 7,6% para el sector B1 y "S": 93,9% para el sector A1, 89% para el sector A2 y 92,4% para el sector B1 de la zona de estudio.

Las relaciones entre individuos pueden tener que ver con el estado del acuífero. Los valores de la altura de la capa salina se corresponden directamente con la densidad de la población de *Z. lotus*, a más profundidad de la capa salina más densidad de población de individuos en el sector. Además, Los datos obtenidos del SEV 4, al realizarse en una zona próxima al mar (100 m) donde no hay vegetación freatofita hemos determinado que a una altura de capa salina de -1,3 metros con respecto a la superficie el *Z. lotus* no se manifiesta.

En zonas áridas y semiáridas se asume que la principal forma de competencia entre las plantas es la competencia por el agua (Fowler, 1986). Como muestra el "Z-score" en el estudio espacial del vecino más cercano (Average Nearest Neighbor) en todos los sectores del área de estudio se obtienen valores menores a 1 por lo que se deduce que los matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus* forman grupos (clúster). La competencia por el agua es más intensa en los desiertos con un nivel intermedio de precipitación (como en la zona de Cabo de Gata-Níjar), esta teoría se basa en la aparición de las poblaciones agrupadas (King, T. J. et al., 1973).

Observando los datos del valor Z del estudio espacial estadístico del vecino más cercano (Figuras 36, 37 y 38), obtenemos que para el sector A1 es de "-4", siendo este valor el más alto de los tres sectores objeto de estudio. Quiere esto decir que donde menos se agrupan los matorrales arborescentes de *Ziziphus lotus* es en el sector A1 y por consiguiente deducimos acompañado de los resultados anteriores de la altura del nivel freático que en el sector A1 es donde hay más competencia por la disponibilidad hídrica. El extremo opuesto es el caso del sector A2 donde el valor de Z es de "-17" por lo que interpretamos que están más agrupados porque hay más disponibilidad hídrica y la competencia es menor. Para sector B1 el valor Z es de "-11" teniendo una agregación intermedia entre el sector A1 y el A2. Estos cambios en las agrupaciones pueden estar vinculados directamente con la disponibilidad de aguas subterráneas para los *Z. lotus*.

En la zona de estudio la densidad de los individuos de *Ziziphus* es mayor en el sector A2 (occidental Norte), mientras que en el sector A1 (occidental Sur) y el sector B1 (oriental), es menor. En los 3 sectores se detecta una distribución espacial agregada siguiendo la tendencia $A2 > B1 > A1$. La relación del patrón de agrupación entre individuos es $A2 > B1 > A1$ que indica que la disponibilidad hídrica es mayor en $A2 > B1 > A1$.

Otro factor de agregación de los individuos de *Ziziphus lotus* son las fallas. Los resultados obtenidos en el análisis de la K de Ripley bivalente, indican que la distribución de *Ziziphus lotus* es agregada ($L(r) - r > 0$) en relación a las fallas para los individuos de mayor tamaño. Los individuos más pequeños, en cambio, no mostraron agregación con las fallas. Mientras que los primeros son capaces de aprovechar los planos de falla, los segundos tienen raíces menos desarrolladas, y por tanto, no pueden aprovechar las fracturas para acceder mejor al agua subterránea.

6.2. Análisis conjunto de los resultados obtenidos por sectores

Observamos diferencias en la estructura de edades de la población de *Z. Lotus* y su patrón de distribución espacial entre los distintos sectores del acuífero, lo que parece estar en función de la profundidad y salinidad de la capa freática. El análisis conjunto de los resultados obtenidos para los diferentes objetivos, refuerza la consistencia entre los patrones de distribución, la densidad de individuos, la cobertura de *Ziziphus lotus* y el patrón de agregación con respecto a la profundidad de la capa salina del acuífero (Figura 46).

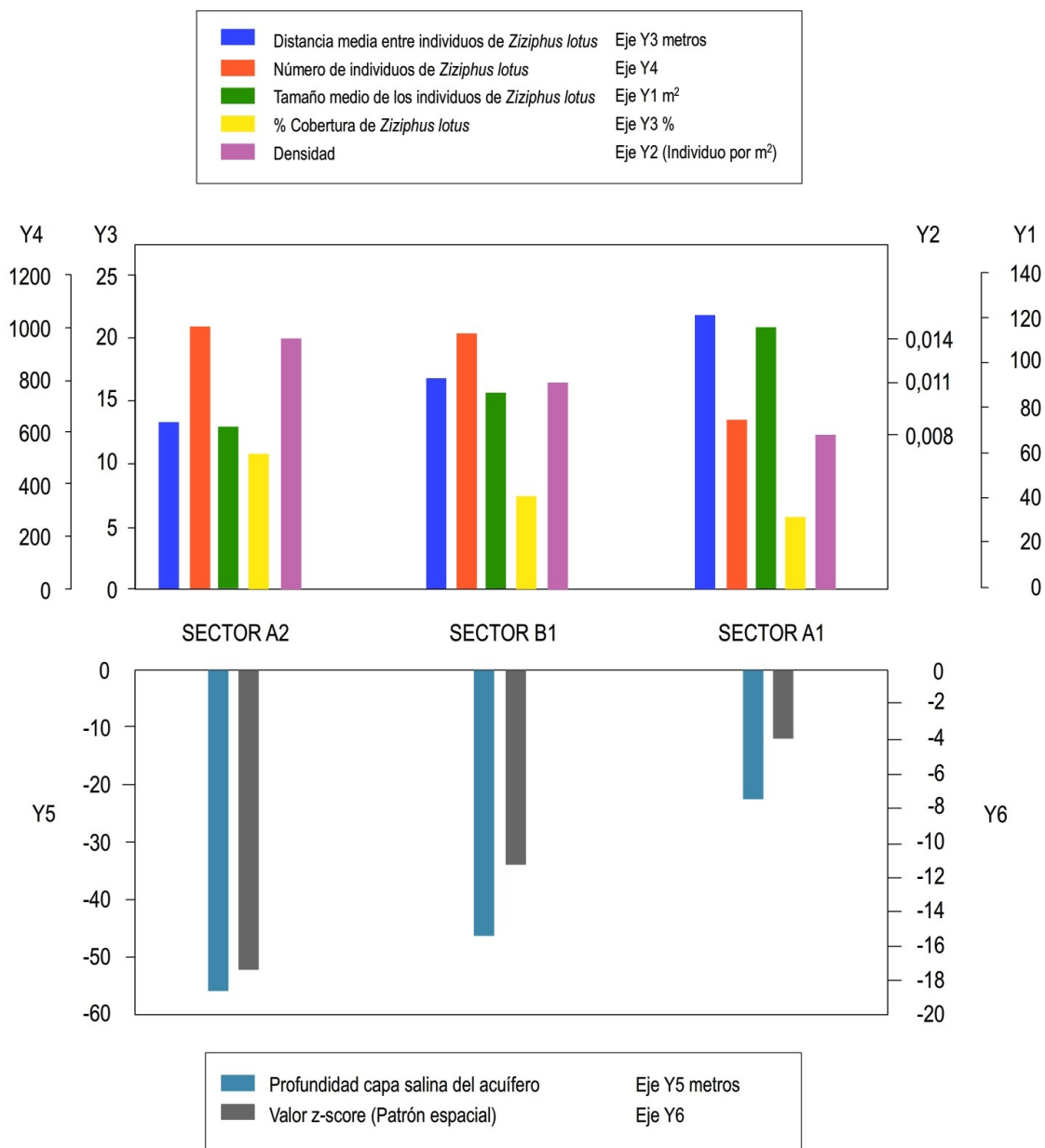


Figura 46. Consistencia de los resultados parciales para las distintas hipótesis planteadas que revelan las diferencias en el control que la capa freática ejerce sobre la población de *Ziziphus lotus* entre los diferentes sectores del acuífero de la zona de estudio.

El tamaño medio de individuos tiene una tendencia $A2 < B1 < A1$. La profundidad de la capa salina es $A2 > B1 > A1$. El valor z-score que representa el grado de agregación entre individuos es $A2 > B1 > A1$. El número de individuos es $A2 > B1 > A1$. La distancia media entre individuos $A2 < B1 < A1$. El % de cobertura de *Z. lotus* $A2 > B1 > A1$ y finalmente la densidad es $A2 > B1 > A1$ (Figura 46).

7. CONCLUSIONES

Hasta ahora, la investigación ecológica sobre las zonas áridas de la Península Ibérica, ha enfatizado en los factores climáticos como los controles principales de los ecosistemas. Sin embargo, la disponibilidad de agua subterránea, es en algunos casos, un factor clave para explicar su estructura y funcionamiento. Cuando esto ocurre estamos ante los llamados ecosistemas dependientes de agua subterránea (GDEs), situación a la que responden los azufaifares.

El mantenimiento de la integridad ecológica de los GDEs representa ahora una demanda de la Directiva Marco de Aguas. En nuestro caso, para avanzar en el estudio de las relaciones entre el ecosistema de azufaifar y las aguas subterráneas que lo soportan, hemos tenido que combinar técnicas propias de la hidrogeología, tales como los sondeos eléctricos verticales, con otras usadas en los estudios ecológicos, como la cartografía automática y el análisis de poblaciones.

Los resultados muestran que la altura del nivel freático, la distancia al mar y por consiguiente la salinidad y la disponibilidad de agua, representan factores que afectan a la estructura de las poblaciones de *Z. lotus*. Los resultados obtenidos indican que:

- Para comprender estas relaciones, resultan clave las interpretaciones hidrogeológicas del acuífero con respecto a las fallas que resulta un factor fundamental para conocer su dinámica. En este sentido se identifican tres sectores donde la altura del nivel freático es distinta. Además los individuos de *Z. lotus* muestran una agregación con respecto a las fallas, lo que seguramente facilite a las raíces la llegada hasta el nivel freático en profundidad.
- Los patrones de distribución y agrupación entre los individuos de *Z. lotus* cambian y muestran agrupaciones diferentes en los tres sectores del acuífero separados por fracturas.
- En los sectores más cercanos a la costa, la competitividad por el agua es mayor, por lo que la distancia entre individuos, también es mayor.

En este estudio hemos hecho patente o al menos hemos querido reflejar la importancia que tiene las relaciones entre agua subterránea y ecosistema. Dejando abierto el campo de estudio en acuíferos costeros con ecosistemas dependientes de aguas subterráneas en zonas áridas que puede que su funcionamiento, no sea tan evidente como en ecosistemas dependientes de aguas subterráneas de zonas de ribera.

8. REFERENCIAS

- Armas C, Padilla FM, Pugnaire FI, Jackson RB (2010) Hydraulic lift and tolerance to salinity of semiarid species: consequences for species interactions. *Oecologia*, **162**, 11–21.
- Boulton AJ (2005) Chances and challenges in the conservation of groundwaters and their dependent ecosystems. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **15**, 319–323.
- Brown LE, Milner AM, Hannah DM (2007) Groundwater influence on alpine stream ecosystems. *Freshwater Biology*, **52**, 878–890.
- Brown J, Bach L, Aldous A, Wyers A, DeGagné J (2010) Groundwater-dependent ecosystems in Oregon: an assessment of their distribution and associated threats. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 97–102.
- Cabello JC, Carrique EL (2004) El azufairar. In: *Cabo de Gata, un espacio de leyenda [Recurso electrónico]*, pp. 123–138.
- Calvache ML, Pulido-Bosch A (1997) Effects of geology and human activity on the dynamics of salt-water intrusion in three coastal aquifers in southern Spain. *Environmental Geology*, **30**, 215–223.
- Canadell J, Zedler PH (1995) Underground Structures of Woody Plants in Mediterranean Ecosystems of Australia, California, and Chile. In: *Ecology and Biogeography of Mediterranean Ecosystems in Chile, California, and Australia* (eds Arroyo MTK, Zedler PH, Fox MD), pp. 177–210. Springer New York.
- Canadell J, Jackson RB, Ehleringer JB, Mooney HA, Sala OE, Schulze E-D (1996) Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia*, **108**, 583–595.
- Castro AJ, Martín-López B, García-Llorente M, Aguilera PA, López E, Cabello J (2011) Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments*, **75**, 1201–1208.
- Danielopol DL, Griebler C, Gunatilaka A, Notenboom AJ (2003) Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environmental Conservation*, **30**, 104–130.
- Directiva D (1992) *92/43/CEE del Consejo de Conservación de Hábitats Naturales y de la Fauna y Flora Silvestres*. DOCE.
- Eamus D, Froend R (2006) Groundwater-dependent ecosystems: the where, what and why of GDEs. *Australian Journal of Botany*, **54**, 91–96.

- Ehleringer JR (1984) Intraspecific competitive effects on water relations, growth and reproduction in *Encelia farinosa*. *Oecologia*, **63**, 153–158.
- Ehleringer JR, Dawson TE (1992) Water uptake by plants: perspectives from stable isotope composition. *Plant, Cell & Environment*, **15**, 1073–1082.
- Esteban E, Dinar A (2012) Groundwater-dependent ecosystems: How does the type of ecosystem affect the optimal management strategy?
- Fonteyn PJ, Mahall BE (1978) Competition among desert perennials. *Nature*, **275**, 544–545.
- Fowler N (1986) The role of competition in plant communities in arid and semiarid regions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **17**, 89–110.
- Francisco Sánchez-Martos, Luis Molina-Sánchez, Juan Gisbert-Gallego (2013) Groundwater–wetlands interaction in coastal lagoon of Almería (SE Spain).
- Froend RH, McComb AJ (1994) Distribution, productivity and reproductive phenology of emergent macrophytes in relation to water regimes at wetlands of south-western Australia. *Marine and Freshwater Research*, **45**, 1491–1508.
- Froend RH, Halse SA, Storey AW (1997) Planning for the recovery of Lake Toolibin, Western Australia. *Wetlands Ecology and Management*, **5**, 73–85.
- García García, J.P., Sánchez Caparós, A., Castillo, E., Marín, I., Padilla, A. and, Rosso, J.I. (2004) *Hidrogeoquímica de las aguas subterráneas en la zona de Cabo de Gata*.
- Gorai M, Maraghni M, Neffati M (2010) Relationship between phenological traits and water potential patterns of the wild jujube *Ziziphus lotus* (L.) Lam. in southern Tunisia. *Plant Ecology & Diversity*, **3**, 273–280.
- Hancock CN, Ladd PG, Froend RH (1996) Biodiversity and management of riparian vegetation in Western Australia. *Forest Ecology and Management*, **85**, 239–250.
- Howard J, Merrifield M (2010) Mapping groundwater dependent ecosystems in California. *PloS one*, **5**, e11249.
- Hultine KR, Cable WL, Burgess SSO, Williams DG (2003) Hydraulic redistribution by deep roots of a Chihuahuan Desert phreatophyte. *Tree Physiology*, **23**, 353–360.
- Humphreys WF (2006) Aquifers: the ultimate groundwater-dependent ecosystems. *Australian Journal of Botany*, **54**, 115–132.
- Jackson RB, Canadell J, Ehleringer JR, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED (1996) A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, **108**, 389–411.

- Jinting H, Guangcai H, Hongbo L, Lihe Y, Hua L, Jing Z, Jiaqiu D (2011) Estimating subdaily evapotranspiration rates using the corrected diurnal water-table fluctuations in a shallow groundwater table area. In: *Water Resource and Environmental Protection (ISWREP), 2011 International Symposium on*, Vol. 4, pp. 3093–3099.
- Van der Kamp G, Hayashi M (2009) Groundwater-wetland ecosystem interaction in the semiarid glaciated plains of North America. *Hydrogeology Journal*, **17**, 203–214.
- Kløve B, Allan A, Bertrand G *et al.* (2011) Groundwater dependent ecosystems. Part II. Ecosystem services and management in Europe under risk of climate change and land use intensification. *Environmental Science & Policy*, **14**, 782–793.
- Landis JR, Koch GG (1977) An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 363–374.
- Lin GH, Sternberg L da S (1992) Effect of growth form, salinity, nutrient and sulfide on photosynthesis, carbon isotope discrimination and growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Functional Plant Biology*, **19**, 509–517.
- Maestre FT, Cortina J (2002) Spatial patterns of surface soil properties and vegetation in a Mediterranean semi-arid steppe. *Plant and Soil*, **241**, 279–291.
- Maréchal J-C, Dewandel B, Ahmed S, Galeazzi L, Zaidi FK (2006) Combined estimation of specific yield and natural recharge in a semi-arid groundwater basin with irrigated agriculture. *Journal of Hydrology*, **329**, 281–293.
- Mensforth LJ, Thorburn PJ, Tyerman SD, Walker GR (1994) Sources of water used by riparian *Eucalyptus camaldulensis* overlying highly saline groundwater. *Oecologia*, **100**, 21–28.
- Merz SK (2001) groundwater-dependent ecosystems toolbox part 1: assessment framework.
- Mota JF, Peñas J, Castro H, Cabello J, Guirado JS (1996) Agricultural development vs biodiversity conservation: the Mediterranean semiarid vegetation in El Ejido (Almería, southeastern Spain). *Biodiversity & Conservation*, **5**, 1597–1617.
- Murray BBR, Zeppel MJ, Hose GC, Eamus D (2003) Groundwater-dependent ecosystems in Australia: It's more than just water for rivers. *Ecological Management & Restoration*, **4**, 110–113.
- Pajmans K, Galloway RW, Faith DP *et al.* (1985) *Aspects of Australian wetlands. Division of Water and Land Resources Technical Paper*. CSIRO, Canberra.
- Peinado-Guevara HJ, Green-Ruiz CR, Delgado-Rodríguez O, Herrera Barrientos J, Belmonte Jiménez S, Ladrón de Guevara Torres M de los Á, Shevnin V (2010)

Estimación de la conductividad hidráulica y contenido de finos a partir de leyes experimentales que relacionan parámetros hidráulicos y eléctricos. *Ra Ximhai*, **6**, 469–78.

Van Pelt R, O'Keefe TC, Latterell JJ, Naiman RJ (2006) Riparian forest stand development along the Queets river in Olympic National Park, Washington. *Ecological Monographs*, **76**, 277–298.

Prieto I, Armas C, Pugnaire FI (2012) Water release through plant roots: new insights into its consequences at the plant and ecosystem level. *New Phytologist*, **193**, 830–841.

Pugnaire FI, Haase P, Puigdefabregas J (1996) Facilitation between Higher Plant Species in a Semiarid Environment. *Ecology*, **77**, 1420.

Pulido-Bosch A (2001) Sobreexplotación de acuíferos y desarrollo sostenible. In: *Problemática de la gestión del agua en regiones semiáridas*, pp. 115–132.

Rodriguez-Iturbe I (2000) Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, **36**, 3–9.

Sanchez Martos F, Bosch AP, Calaforra JM (1999) Hydrogeochemical processes in an arid region of Europe (Almeria, SE Spain). *Applied Geochemistry*, **14**, 735–745.

Schulze E-D, Mooney HA, Sala OE *et al.* (1996) Rooting depth, water availability, and vegetation cover along an aridity gradient in Patagonia. *Oecologia*, **108**, 503–511.

Sola Gómez F, Daniele L, Vallejos A, Sánchez Martos F (2008) *Integración de datos litológicos, hidrogeológicos y geofísicos para el estudio del acuífero detrítico costero de Cabo De Gata (Almería, SE, España)*. Geotemas.

Sola Gómez F., Daniele L., Sánchez Martos F., Urizar R., Pulido Bosch A. (2007) Características constructivas de los sondeos para la alimentación de agua de mar a la planta desaladora de Rambla Morales (Almeria, SE España). In: *Los Acuíferos Costeros: Retos y Soluciones: Coastal Aquifers: Challenges and Solutions*, pp. 1105–1114.

Sommer B, Froend R (2011) Resilience of phreatophytic vegetation to groundwater drawdown: is recovery possible under a drying climate? *Ecohydrology*, **4**, 67–82.

Stephen Foster, Phoebe Koundouri, Albert Tuinhof, Karin Kemper, Marcella Nanni, Héctor Garduño (2006) Groundwater Dependent Ecosystems: the challenge of balanced assessment and adequate conservation.

Sternberg L da SL, Swart PK (1987) Utilization of freshwater and ocean water by coastal plants of southern Florida. *Ecology*, 1898–1905.

- Stromberg JC, Chew MK, Nagler PL, Glenn EP (2009) Changing perceptions of change: the role of scientists in Tamarix and river management. *Restoration Ecology*, **17**, 177–186.
- Thorburn PJ, Walker GR (1994) Variations in stream water uptake by *Eucalyptus camaldulensis* with differing access to stream water. *Oecologia*, **100**, 293–301.
- Thorburn PJ, Walker GR, Woods PH (1992) Comparison of diffuse discharge from shallow water tables in soils and salt flats. *Journal of Hydrology*, **136**, 253–274.
- Thorburn PJ, Hatton TJ, Walker GR (1993) Combining measurements of transpiration and stable isotopes of water to determine groundwater discharge from forests. *Journal of Hydrology*, **150**, 563–587.
- Tirado R, Pugnaire FI (2003) Shrub spatial aggregation and consequences for reproductive success. *Oecologia*, **136**, 296–301.
- Tirado, R. (2009) 5220 Matorrales arborescentes con *Ziziphus* (*). In: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España.*, p. 68. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Viera AJ, Garrett JM (2005) Understanding interobserver agreement: the kappa statistic. *Fam Med*, **37**, 360–363.
- Voermans FM, Geel T, Baena J (1978) Mapa Geo lógico de España 1: 50.000. *Hoja Velez-Rubio*.
- White AS (1985) Presettlement Regeneration Patterns in a Southwestern Ponderosa Pine Stand. *Ecology*, **66**, 589.

*"El Agua es
el elemento y
principio de
las cosas"*

*Tales de Mileto (624 AC-546 AC)
Filósofo y matemático griego.*

 creative
commons

