

Utilización de compost de lodo de depuradoras
para la producción del cardo (*Cynara cardunculus* L.),
como cultivo energético



Alfonso José Lag Brotons

TESIS DOCTORAL

Utilización
de compost de lodo de depuradoras
para la producción del cardo
(*Cynara cardunculus* L.),
como cultivo energético



Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente

Junio 2014



CITA RECOMENDADA

Lag-Brotons, A., 2014. *Utilización de compost de lodo de depuradoras para la producción del cardo (Cynara cardunculus L.), como cultivo energético*. Tesis doctoral. Universidad Miguel Hernández.

DISEÑO Y MAQUETACIÓN

Ceges

FOTOGRAFÍA PORTADA

Alfonso José Lag Brotons

IMPRESIÓN Y ENCUADERNACIÓN

Limencop (Talleres Gráficos de la Universidad Miguel Hernández)

Esta tesis ha sido realizada y presentada por Alfonso José Lag Brotons, licenciado en Ciencias Ambientales, para aspirar al grado de Doctor. Adicionalmente, don Ignacio Gómez Lucas y don José Navarro-Pedreño, en calidad de profesores titulares del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández, certifican que la tesis presentada por don Alfonso José Lag Brotons ha sido dirigida y revisada por ellos.

Para que así conste, se firma la presente en Elche, junio de 2014.

Fdo.: ALFONSO JOSÉ LAG BROTONS



Fdo.: IGNACIO GÓMEZ LUCAS

Fdo.: JOSÉ NAVARRO-PEDREÑO

El doctor Ignacio Gómez Lucas, director del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche,

CERTIFICA

que la memoria adjunta, con título *Utilización de compost de lodo de depuradora para la producción de cardo (Cynara cardunculus L.), como cultivo energético*, presentada por don Alfonso José Lag Brotons, ha sido realizada en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

El presente ejemplar ha sido revisado por el profesor que certifica,



Elche, junio de 2014

Agradecimientos

El presente libro describe los conocimientos adquiridos y alude al aspecto racional de esta etapa de mi vida. Sin embargo, para que pueda ser cerrado realmente este capítulo vital, es más que necesaria una íntima descripción del aspecto sentimental y personal. Somos a través de los demás. De hecho, somos más con los demás. Este es mi pensamiento, mi sentimiento y mi convicción espiritual. Sean pues estas líneas el lugar donde plasmar esa parte de mí que fue, es y será gracias a todos vosotros. Al margen de la mención explícita, sentiros todos partícipes de estos agradecimientos.

A mis directores, Ignacio y Jose, por abrirme las puertas al mundo científico y acompañarme en este camino, tanto en lo profesional como en lo personal.

A la sociedad española, representada por el antaño conocido como Ministerio de Educación y Ciencia, por la beca predoctoral "FPU" que ha permitido toda esta investigación y mi propia formación. Algún día os devolveré el esfuerzo a todos y cada uno de vosotros.

A aquellas personas del entorno agrícola del "Camp d'Elx" por permitirme conocer, crecer y llevar a cabo los experimentos: a Julian Bartual por favorecer que mis "primeros pasos" fueran en la estación agrícola experimental; a los responsables de la EDAR de Aspe de la empresa FACSA por proporcionarnos el compost de lodo de depuradora; y, especialmente, a los verdaderos expertos en los ciclos naturales (Pedro y su familia, así como Jose Francisco) por apiadarse de este pobre "chico de ciudad", mostrando siempre cercanía y aportando buenos consejos.

A aquellos docentes, ahora compañeros, de mi etapa de estudiante en Ciencias Ambientales (Jorge padre e hijo, Ernesto, Manu, Fuensanta y Cesar) por presentarme al entorno natural como algo digno de conocer y por disculpar mis "lapsus ensoñativos". Así mismo, les agradezco a ellos y al resto de compañeros del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente (Cecilia, Belén, Ignacio, Eva, Ilda, Luís, Guillermo y, especialmente, Ana) por su compañía y por mostrarme siempre su lado más solícito y amable.

A todos aquellos que conocí durante la estancia en Madrid en el Grupo de Agroenergética de la Universidad Politécnica de Madrid (Jesús, Marta, María, Marina, Javi, Esteban, etc.) por acogerme, guiarme y tratarme como uno más. Agradecimiento especial para Loles, una gran profesional, esforzada y luchadora, que me demostró y me sigue demostrando su cercanía y su lado más humano. Así mismo, no puedo dejar de mencionar a mis compañeros de piso en la capital (Alice, Dani, Alex, Tess), que llenaron mis días de espontaneidad, sonrisas y una pizca de locura.

A toda la gente del Salinity Laboratory USDA-ARS de California, especialmente a Donald, por hacer posible la estancia en su Centro y por facilitar, tanto en lo profesional como en lo personal,

que conociera nuevos parajes naturales y culturales. Así mismo a Pat, el “tejano” menos convencional que he tenido la fortuna de conocer, por “abrirte” y mostrar tu mundo. No pueden faltar Marianna y Eduardo, los queridos “brazucas”, y Miroslava, sin cuya existencia hubiera sido imposible encontrar un hogar. Finalmente, a Behn (Benito), por compartir todo aquello que hace que la vida se llame vida. “What goes around, comes around...”.

A la “old School” (Alfaya, Raúl, Andrea, Silvita, Viky, Alex, “Chorro”, Raquel, Elisa, Gema, “Delicada”, etc.) y la “new school” (Patricia, Elena, Jorge, Victoria, Sofía, Silvia, Bea, Delfi, Eva) dentro del colectivo de becarios del departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, por ser fuente radiante de energía, alegría y anécdotas en los buenos momentos, así como por brindar el mejor apoyo y ayuda en los malos, tanto dentro como fuera de los muros de “Villa Alcudia”.

A mis “sempais”, Martín y Alicia, personas de gran calidad humana y científica, amigos y compañeros de confianzas, por recorrer el camino “espalda con espalda”, por guiar mi pluma cuando la tinta parecía seca, por alimentar mi mente cuando estaba hambrienta y por calmar mi espíritu cuando estaba agitado. Por todo ello, muchas gracias.

A mis compañeros de “correrías frikis” (Valero, “Bull”, Mariano, Priego, Alberto, Ginés, “Nightmare”, Carlos, “Master”, David, Pablo Agulló, Pablo Tirado y algunos más) por hacerme pasar tan buenos momentos en los reinos de la imaginación. Sin vuestra compañía, la realidad hubiera sido mucho más difícil de sobrellevar.

A los co-habitantes de “Villa-Pollete” (Joserra, Alex, Javi, Jorge, Enrique), por las risas bizarras, las “Caspus-party”, la comida de “fusión” y las charlas eternas. En definitiva, por grandes experiencias disfrutadas al calor de un hogar.

A las personas conocidas en mis tiempos “mozos”, a mi gente de Elche (Fani, Cristina, Ente, Lucía, Edu, Vero, Noe, Luis, Juanpe, Ainoa, “Mañaco”, Diana, Mari, Sabrina), por ser como sois y permitirme crecer a vuestro lado, compartiendo buenos momentos y anécdotas mil. Especialmente a Victor, por ser un ejemplo de superación, de crecimiento personal y de fuerza de voluntad. Lo vas a conseguir.

A las grandísimas personas que tuve la fortuna de conocer durante mis tiempos universitarios (Jordi, Javi, Irene, Dani, Valeriano, “Happy”, May). Tanto ese periodo como el que ahora se cierra no sería para nada el mismo sin vosotros. Agradezco especialmente a Ju, la “fadaxeta mes adorable del mon”; a Viky, la más eficiente ayudante personal que jamás podría llegar a imaginar; a “Charlie” alias “Doctor Kaos” y a “Isildur”, mi compañero de armas. Son tantas vivencias, recuerdos y emociones que tan solo puedo alcanzar a decir: sois mi aliento de vida.

A Vicente, Ana, Lorena, Miguel, Juan Ramon y a quienes ya hace tiempo me llaman “doc”, por acogerme como uno más, ayudándome en lo posible y, sobretudo, por haber criado y cuidado aquella que para mí es la más preciada. Agradezco especialmente a Carmelo, por su inestimable ayuda en la maquetación de este pedazo de vida hecho libro.

A mis padres y hermanos, por vuestro apoyo incondicional, vuestro sacrificio y esfuerzo personal y vuestra actitud ante la vida. Os quiero profundamente y estoy orgulloso de formar parte de esta familia. Sin vosotros nada sería posible y nada valdría la pena.

A Rebeca, mi eterna y sublime compañera vital, por darme fuerzas en los momentos más aciagos, por enseñarme sin darte cuenta el valor de apreciar los sentimientos, por insuflar cariño, gentileza y preocupación por los demás en mi ser, por comprenderme y aceptarme y sobretudo, por darme paz. Gracias por hacer que olvide a la muerte en el camino de nuestra vida. Gracias por ser mi todo dentro de mi nada. Te quiero.

Índice

RESUMEN / <i>ABSTRACT</i>	15
INTRODUCCIÓN	25
1. Problemática de la conservación de suelos mediterráneos	27
1.1. Definición y funciones del suelo	27
1.2. Características de los suelos mediterráneos	28
1.3. Degradación de los suelos	30
1.4. Marco legislativo de la conservación de suelos	33
1.5. La vulnerabilidad de los suelos en las zonas mediterráneas	35
2. Generación y gestión de los subproductos de la depuración de aguas residuales	41
2.1. Depuración de aguas residuales	41
2.2. Gestión de los subproductos de la depuración	44
2.2.1. Gestión de las aguas residuales depuradas	44
2.2.2. Gestión de los lodos de depuradora	47
2.3. Valorización agrícola de los subproductos de la depuración	50
2.3.1. Uso agrícola del agua residual depurada	50
2.3.2. Uso agrícola de los lodos de depuradora	52
2.3.3. Compostaje de lodos de depuradora y usos potenciales	56
3. La necesidad de un contexto energéticamente sostenible	59
3.1. Introducción	59
3.2. Obtención de energía a partir de biomasa	62
3.3. Cultivos Energéticos: definición, características y tipos	65
3.4. Descripción del cultivo energético estudiado: el cardo	67
3.4.1. Origen y distribución de la especie	67
3.4.2. Características morfológicas	68
3.4.3. Ciclo de desarrollo	68
3.4.4. Características fisiológicas	71
3.4.5. Usos del cardo	73
3.4.6. El uso del cardo para la producción de energía	74
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS / <i>JUSTIFICATION AND OBJECTIVES</i>	81
RESUMEN Y DISCUSIÓN DE LOS TRABAJOS PRESENTADOS	85

CONCLUSIONES / CONCLUSIONS	97
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103
ANEXOS	119
1. Empleo de compost de lodo de depuradora como sustrato para semilleros de <i>Cynara cardunculus</i> sp. Residuos 116, 20-24	121
2. Saline irrigation effects on <i>Cynara cardunculus</i> L. plants grown in mediterranean soils. HortScience 48, 762-767.....	127
3. Effects of sewage sludge compost on <i>Cynara cardunculus</i> L. cultivation in a mediterranean soil. Compost Science & Utilization 22, 33-39.....	135
4. Sewage sludge compost use in bioenergy production — a case study on the effects on <i>Cynara cardunculus</i> L. energy crop. Journal of Cleaner Production (In press)	145



Resumen / *Abstract*



La conservación del recurso suelo, la gestión apropiada de los residuos generados por la actividad humana y la obtención de energía a partir de fuentes renovables son grandes retos en la actualidad para el ser humano. El presente trabajo de investigación se articula en torno a estas tres temáticas, con la finalidad de proporcionar nuevos avances científicos orientados hacia el desarrollo sostenible. La investigación en estos campos es de especial importancia, en primer lugar, por la necesidad de tomar medidas urgentes para proteger y mejorar el estado de un recurso no renovable y fundamental como es el suelo, especialmente en las regiones mediterráneas. En segundo lugar, por la conveniencia económica, legal y, principalmente, ambiental de llevar a cabo la mejor gestión posible de los subproductos de la depuración de las aguas residuales. Finalmente, por la importancia de la generación de energía a partir de fuentes renovables, en aras de alcanzar un contexto energéticamente sostenible, que contribuya a la reversión del cambio climático. La conjugación de estos ejes temáticos da lugar a la finalidad de la presente tesis: determinar los efectos del uso de compost de lodo de depuradora en la producción del cardo (*Cynara cardunculus* L.), como cultivo energético.

El cardo es una especie herbácea perenne, considerada cultivo energético para ambientes mediterráneos. Además de su empleo en alimentación se le atribuyen numerosos usos industriales, destacando su uso como biocom-

*The conservation of the soil as a resource, the proper management of the residues derived from the human activity and the production of energy from renewable sources are great challenges that humanity is currently facing. The present research is based on these three topics, aiming to provide new scientific insights oriented towards sustainable development. Research within these fields is of the utmost importance, first of all, due to the urgent need of taking measures to protect and enhance the status of a fundamental non-renewable resource such as the soil, especially in Mediterranean regions. Secondly, due to the economic, legal and, especially, environmental convenience of a proper management of wastewater treatment by-products. Finally, due to the importance of energy production from renewable sources, so as to achieve energy sustainability, thus contributing to the reversion of climate change effects. The combination of these three thematic cornerstones motivates the purpose of the present thesis: to ascertain the effects of sewage sludge compost use for cynara (*Cynara cardunculus* L.) cultivation as energy crop.*

Cynara is a perennial herbaceous plant, considered as an energy crop for Mediterranean environments. In addition to its use for feeding, many other industrial uses have been attributed to cynara,

bustible, principalmente sólido o líquido. A pesar de que el cultivo de esta especie puede iniciarse a partir de semillas, el uso de plántones generados en semilleros parece facilitar su establecimiento. En este contexto, la turba es el sustrato para semilleros más común, lo cual genera grandes impactos ambientales debido a la extracción de este recurso no renovable de áreas con gran valor ecológico. Entre las posibles alternativas viables al uso de turba, para este fin, se encuentra el compost de lodo de depuradora. Con objeto de determinar la viabilidad de este material residual en la generación de plántones de cardo, se llevó a cabo un ensayo en invernadero empleando diferentes proporciones de compost y turba (D₁-0/100; D₂-25/75; D₃-50/50; D₄-75/25; D₅-100/0). Se valoró el porcentaje de germinación relativa, así como el peso fresco, el peso seco, el número de hojas y la longitud de la raíz de las plántulas de cardo. A pesar de que el uso de elevadas proporciones de compost puede dificultar la germinación y el desarrollo de las plantas, por el contenido en sales o de sustancias fitotóxicas, estos efectos no fueron observados en el ensayo. En líneas generales, el uso de mayores proporciones de compost (D₄-D₅) no indujo efectos significativos en las variables estudiadas, excepto el peso fresco y seco, que aumentó. Por tanto, bajo condiciones similares a las de nuestro ensayo, el compost de lodo de depuradora es susceptible de ser empleado en sustitución de la turba para semilleros de cardo.

El efecto de la salinidad en el cardo, como cultivo energético, es otro de los aspectos abordados dentro de la presente tesis. A pesar de que la salinidad es un factor con gran impacto en el crecimiento vegetal y es recurrente en los ambientes mediterráneos, especialmente en los áridos y semiáridos, su efecto sobre el cardo no está totalmente evaluado. Las investigaciones realizadas se centraron en la germinación y en los primeros

standing out its use as biofuel, mainly solid or liquid. In spite that the cultivation of this crop can be initiated from seeds, the use of seedlings produced in seedbeds seems to facilitate plant establishment into the field. Within this context, peat is the most common seedbed substrate used, which involves great environmental impacts derived from the extraction of this non-renewable resource from highly valuable ecological areas. Among the alternatives to peat use, sewage sludge compost is an option. In order to study the feasibility of this waste material for cynara seedlings production, a greenhouse experiment was carried out, using different proportions of sewage sludge compost and peat (D₁-0/100; D₂-25/75; D₃-50/50; D₄-75/25; D₅-100/0). The relative germination index, as well as the fresh weight, the dry weight, the number of leaves and the length of the roots of cynara seedlings were considered as variables. Even though high proportions of composted materials might impair plant germination and growth, due to salt or phytotoxic substances content, these effects were not observed in the experiment. Generally, the use of higher proportions of sewage sludge compost (D₄-D₅) did not significantly affect the studied variable, with the exception of plant weight, which slightly increased. Hence, under conditions similar to those in this study, sewage sludge compost can be used as peat substitute for cynara seedbeds.

The effect of salinity on cynara, as an energy crop, is another aspect embodied within the present thesis. Whilst salinity has a great impact on plant growth and is a recurrent factor in Mediterranean environments, especially arid and semiarid ones, its effect on cynara are not totally assessed. Previous researchs on this topic

estadios como plántula, sin reportar información respecto a las estructuras reproductivas, el material principalmente aprovechado para usos energéticos. Atendiendo a las anteriores consideraciones, se llevó a cabo un ensayo en tiestos (invernadero), durante el primer ciclo de desarrollo del cardo (octubre-julio), para determinar el efecto del riego salino sobre el crecimiento y la composición mineral del cardo. Los tratamientos de riego salino (predominancia de NaCl) emularon la conductividad eléctrica media (2 y 3 dS m⁻¹) de las aguas más utilizadas en el sureste español. Adicionalmente, se escogieron dos suelos mediterráneos, que diferían en su contenido inicial en sales, para poder evaluar si éste factor influenciaba el desarrollo del cardo. Las siguientes variables fueron consideradas en cada una de las fracciones del cardo (escapo floral o tallo, hojas del tallo e inflorescencias): peso seco, N_k, P, Ca, Mg, K, Na, Cl, Cu, Fe, Mn, Zn. Así mismo, se consideraron diversos parámetros morfométricos (altura, número de inflorescencias y biomasa superficial producida), así como el contenido mineral de la biomasa superficial de cardo. El tipo de suelo afectó escasamente a las plantas de cardo, siendo los principales efectos observados en los niveles de K, P y Mn. Con respecto al riego salino (3 dS m⁻¹ versus 0,7 dS m⁻¹), la producción de biomasa disminuyó en aproximadamente un tercio, mientras que la producción de semillas disminuyó alrededor de un 57%. La disminución del crecimiento es un efecto comúnmente observado en las plantas sometidas a estrés salino. Así mismo, la concentración y el contenido en planta de Cl y Na aumentaron conforme la salinidad del agua de riego era mayor. Dado que no se observaron síntomas de desórdenes nutricionales y que las plantas de cardo pudieron completar su ciclo vital, se interpretó que la elevada presencia de Na y Cl en la biomasa de cardo podría corresponder con un mecanismo de halotolerancia. En cualquier caso, la presencia de estos elemen-

were focused in the germination and in the first growth stages of cynara plants. Consequently, scarce information is available regarding the effect on cynara reproductive structure, which is the material mainly used for energetic purposes. Due to the previous considerations, a greenhouse pot experiment was carried out, during the first growing cycle of cynara plants (October-July), to ascertain the effect of saline irrigation on cynara growth and mineral composition. Saline irrigation treatments (predominance of NaCl) emulated the electrical conductivity (2 and 3 dS m⁻¹) of the most common irrigation sources present in the south-east of Spain. Additionally, two Mediterranean soils, differing in their initial salt content, were selected so as to evaluate if this factor could influence cynara growth. The following variables were studied in each cynara fraction (stalk, caulicle leaves and inflorescences): dry weight, N_k, P, Ca, Mg, K, Na, Cl, Cu, Fe, Mn and Zn. In addition, several morphometric parameters (plant height, number of inflorescences and aboveground biomass yield) and the mineral content of cynara biomass were considered. Soil type scarcely affected cynara plants, being the principal effects observed in the levels of K, P and Mn. Concerning saline irrigation (3 dS m⁻¹ versus 0.7 dS m⁻¹), aboveground biomass yield was reduced in approximately one third, while seeds yield was reduced up to 57%. Growth impairment is a commonly observed effect in saline stressed plants. In addition, the concentration and the content of Cl and Na within the plant tissues increased paired with irrigation water salinity (the higher EC, the higher the concentration and content). Given that no nutritional disorders were observed and considering that cynara plants were able to complete

tos disminuye la calidad de la biomasa para la producción de energía. Otros rasgos reseñables fueron la gran afinidad del cardo por el K, que permitió elevadas concentraciones de este elemento en las diferentes fracciones de la planta, así como la sensibilidad del Mg ante los incrementos de salinidad, disminuyendo su presencia en los tejidos vegetales analizados. Los efectos observados (disminución en la productividad y descenso de la calidad de la biomasa de cardo) apuntan a que la salinidad puede llegar a comprometer la posibilidad de uso del cardo como biocombustible.

Finalmente, el rol del compost de lodo de depuradora como enmienda orgánica en la producción del cardo como cultivo energético representa el aspecto más importante de la presente tesis. La aplicación de materiales compostados, generalmente, mejora la calidad del suelo, favoreciendo la protección y conservación de este recurso. Por otra parte, estos subproductos actúan como fertilizantes orgánicos de liberación lenta, característica que potencialmente favorece el desarrollo de las especies vegetales. Recientemente, dentro de un contexto de necesidad de obtención de energía a partir de fuentes renovables, también se ha estudiado los efectos de diversos materiales orgánicos sobre aquellas especies vegetales susceptibles de ser empleadas para la producción bioenergía. Entre los materiales empleados como enmienda orgánica se encuentran los lodos producidos en la depuración de las aguas, ya sea en su forma compostada o bien sin compostar. Algunas de las principales ventajas del uso de los lodos de depuradora son: seguridad en el suministro en el medio plazo, ahorros energéticos y económicos en los insumos del cultivo en concepto de fertilización, aporte de materia orgánica y de nutrientes al sistema suelo-planta y valorización efectiva de un residuo. Dado que un aporte excesivo de este material orgánico implica un aprovechamiento inefi-

its growing cycle, the high Na and Cl presence in cynara biomass was assumed to be related with a salt resistance mechanism. In any case, the presence of these elements decreases the quality of cynara biomass for energy production. Other traits worth to mention were the high ability to absorb and accumulate K, which favoured high K levels in cynara biomass, and the sensitivity of Mg to salinity, decreasing its presence within cynara tissues. The observed effects (decrease of plant productivity and biomass quality) suggested that salinity may hinder the use of cynara as biofuel.

Finally, the role of sewage sludge compost as organic amendment for the cultivation of cynara as an energy crop is the central axis of the present research. The application of composted materials generally enhances soil quality, favouring the protection and conservation of this resource. On the other hand, these by-products act as slow release organic fertilizers, characteristic that potentially promotes plant growth. Recently, within a context in need of energy production from renewable sources, these type of organic materials have been also studied, mainly on its effect over those plant species considered for bioenergy production. Among the waste materials that can be used as organic amendment, it can be found the sewage sludge produced in wastewater treatment, either in its composted form or uncomposted. Some of the advantages of sewage sludge use are: supply secured in the mid-term, energetic and economical savings in crops fertilization cost, organic matter and nutrients addition to the soil-plant system and an efficient valorization of a residue. Considering that an excessive loading of this organic material implies an inefficient use, which may induce undesirable detri-

ciente, pudiendo conllevar efectos negativos no deseados (ej. adición de metales pesados al suelo), queda patente la necesidad de optimizar las dosis de aplicación en función de las condiciones ambientales (ej. clima, características del suelo) y de la especie vegetal seleccionada. En el presente trabajo se escogió el cardo como cultivo energético por su elevada potencialidad en el ámbito mediterráneo y por la escasa investigación realizada sobre el efecto de la fertilización orgánica sobre la producción de esta especie. Fruto de estas consideraciones, surgieron dos experimentos de campo que se llevaron a cabo en distintas parcelas agrícolas de la provincia de Alicante, cuyos objetivos principales fueron determinar los efectos inducidos por el compost de lodo de depuradora en el suelo y en la planta, así como proponer una dosis de aplicación óptima para el cultivo del cardo.

En el primero de los experimentos de campo, con duración inferior a un año y llevado a cabo en la estación agraria experimental del IVIA en Elche, se estudió el efecto sobre las propiedades del suelo y sobre las características de las plantas de cardo de las siguientes dosis de compost de lodo de depuradora ($t\ ha^{-1}$): 0 (T_0), 20 (T_1), 40 (T_2), 60 (T_3) y 80 (T_4). En las plantas de cardo se determinaron ciertas variables morfométricas (altura, número de inflorescencias, peso fresco y peso seco) y se analizó la composición mineral de las hojas (N_k , P, Ca, Mg, K, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn). En el suelo se analizaron las siguientes propiedades: pH, CE, N_k , $P_{Burriel}$, C_{ox} y cationes asimilables (Ca, Mg, K y Na, [acetato amónico] y Cu, Fe, Mn y Zn [DTPA]). La respuesta de las plantas de cardo ante la aplicación del compost fue muy limitada, mientras que en el suelo el efecto fue comparativamente mayor, mostrando diferencias significativas en el rango de aplicación de 40 a 80 $t\ ha^{-1}$. Las variables morfométricas no presentaron diferencias significativas,

mental effects (i.e. heavy metals loading into the soil), the optimization of compost application rates according to environmental conditions (i.e. climate, soil characteristics) and to the selected plant species is advisable. In the present research cynara was selected as an energy crop, due to its high potentiality in Mediterranean environments and due to the scarce research carried out testing the effects of organic fertilizers on the productivity of this crop. As a result of the previous reasoning, two field experiments were carried out in the province of Alicante, aiming to determine the effects induced by sewage sludge compost in the soil and in the plant, but also with the purpose to ascertain an optimum application rate for cynara cultivation.

In the first of the field experiments, whose duration was inferior to one year and which was located in the agrarian experimental station of IVIA in Elche, it was studied the effect on soil properties and on the characteristics of cynara plants of the following sewage sludge compost doses ($t\ ha^{-1}$): 0 (T_0), 20 (T_1), 40 (T_2), 60 (T_3) and 80 (T_4). In cynara plants certain morphometric variables were measured (plant height, number of inflorescences, fresh weight and dry weight) and the mineral composition of the leaves was analyzed (N_k , P, Ca, Mg, K, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn). In the soil, the following properties were determined: pH, CE, N_k , $P_{Burriel}$, C_{ox} and available cations (Ca, Mg, K and Na, [ammonium acetate] and Cu, Fe, Mn and Zn [DTPA]). The response of cynara plants to compost application was scarce, while the effect in the soil was comparatively higher, showing significant differences within the application range of 40 to 80 $t\ ha^{-1}$. Morphometric variables did not show any differences,

siendo los valores medios por planta de 149 cm de altura, 16 inflorescencias, 7,9 kg (peso fresco) y 1,3 kg (peso seco). A excepción de la concentración de Fe, la composición mineral tampoco se vio afectada por la aplicación de compost. En lo que se refiere al suelo, C_{ox} , N_K y $P_{Burriel}$ fueron las propiedades que se vieron afectadas en mayor medida, aunque Mg, Fe, pH y Zn también mostraron variaciones significativas respecto del control. La principal hipótesis ante la falta de respuesta del cardo a los tratamientos de compost fue que los requerimientos nutricionales estaban satisfechos, incluso en el control. En el caso del suelo, el incremento general de la fertilidad fue similar al reportado por otros autores bajo condiciones similares (ambientes mediterráneos y uso de residuos orgánicos).

El segundo experimento de campo se desarrolló en la región agraria de Algorós (Elche), durante un periodo de 3 años (2008-2011). En este caso, se evaluó el efecto sobre las plantas de cardo exclusivamente, siendo los tratamientos de compost de lodo de depuradora los siguientes ($t\ ha^{-1}$): 0 (T_0), 30 (T_1), 50 (T_2) y 70 (T_3). El compost se aplicó en sustitución de la fertilización basal, generalmente de carácter inorgánico, llevada a cabo previamente al establecimiento del cultivo. Cada año se mantuvo el agua disponible para la planta alrededor de 760 mm $año^{-1}$, llevando a cabo riegos por goteo cuando fue necesario. Así mismo, mediante el riego, se aplicó una tasa fija anual de reposición de nutrientes de 50-80-100 kg ha^{-1} (N-P₂O₅-K₂O). Cada año, en julio y tras llevar a cabo ciertas medidas morfométricas, las plantas de cardo fueron muestreadas y procesadas acorde a las necesidades posteriores de cada tipo de análisis. En concreto, las siguientes variables fueron consideradas: altura, número de inflorescencias, número de tallos, peso seco de cada fracción, proporción sobre el peso total de cada fracción, producción de biomasa aérea, produc-

being its overall mean values per plant, 149 cm of height, 16 inflorescences, 7.9 kg (dry weight) and 1.3 kg (dry weight). Similarly, except for Fe concentration, the mineral composition was not affected by compost additions. Concerning soil effects, C_{ox} , N_K and $P_{Burriel}$ were the properties affected to a greater extent, yet Mg, Fe, pH and Zn also shown significant differences with respect to the control. The principal hypothesis underlying the lack of response of cynara plants to compost treatments was that nutritional requirements were met in the plant, even in the control ones. On the other hand, the general increase of soil fertility was similar to that reported by several other authors under similar conditions (Mediterranean environments and organic residues use)

The second field experiment occurred in the agrarian region of Algorós (Elche), during a 3-year period (2008-2011). In this case, the effect of sewage sludge compost was exclusively studied on cynara plants, being the treatments as follows ($t\ ha^{-1}$): 0 (T_0), 30 (T_1), 50 (T_2) and 70 (T_3). Compost was applied as basal dressing, in substitution of the inorganic fertilization generally carried out previously to crop establishment. Every year the available water for the plants was maintained at, approximately, 760 mm $year^{-1}$, irrigating when necessary. In addition, a fixed fertilization rate of 50-80-100 kg ha^{-1} (N-P₂O₅-K₂O) was applied yearly to replace nutrients extracted by the crop. Every year, in July and after taking some morphometric measures, cynara plants were sampled and processed according to the requirements of each analysis. More precisely, the variables that were considered were: plant height, number of inflorescences, number of stalks, dry weight of each cynara fraction, pro-

ción de semillas y peso de 1000 semillas. Así mismo se analizó el porcentaje de aceite de las semillas y el poder calorífico superior de las diferentes fracciones del cardo, de manera que pudo calcularse la producción potencial de aceite y de energía. Se emplearon modelos lineales mixtos para discriminar y cuantificar los efectos derivados de los factores experimentales, aplicando un algoritmo REML para la estimación de los parámetros de los modelos significativos para los tratamientos de compost. Como resultado de los tratamientos de compost, se observó un incremento en la producción de biomasa aérea y en la producción de semillas, del 40% y 68%, respectivamente (comparativa entre T_0 y T_3 ; valor promedio durante los 3 años de ensayo). El comportamiento observado para la producción de aceite y de energía fue similar. Los modelos indicaron que, en estas variables, las diferencias debido al uso del compost eran significativas ($P \leq 0.05$), principalmente dentro del rango 50-70 t ha⁻¹. Aquellas variables que no fueron influenciadas por el compost ni por el año de cultivo, mostraron los siguientes valores medios: 22,3% (porcentaje aceite de las semillas); 17,8 MJ m⁻² (HHV₀ promedio de la biomasa aérea del cardo); 40 g (peso de 1000 semillas); 43% (porcentaje de tallos + hojas sobre el peso total) y 57% (porcentaje de inflorescencias sobre el peso total). El hecho de que el factor "año de cultivo" afectara a la práctica totalidad de las variables se entiende que es debido a: las condiciones climatológicas, la dinámica de mineralización del compost de lodo de depuradora y a la propia fisiología de la planta. En lo que respecta al compost de lodo de depuradora, el efecto positivo observado en el crecimiento del cardo se atribuye a unas mejores condiciones nutricionales para la planta, de manera directa por aporte del compost y de manera indirecta por mejora de las propiedades del suelo. Por todos los motivos expuestos anteriormente, puede

portion of each cynara fraction on the total weight, aboveground biomass yield, seeds yield and 1000-seeds weight. The percentage of oil within the seeds and the higher heating value of the different cynara fractions (HHV₀) were analyzed as well. From these data, the potential production of oil (oil yield) and energy (energy yield) were calculated. Linear mixed models were used to discriminate and quantify the effects derived from the experimental factors. A REML algorithm was applied to obtain the estimation of the parameters belonging to the significant models for sewage sludge compost treatments. An increase of aboveground biomass and seeds yield was observed, of 40% and 68%, respectively (comparison between T_0 and T_3 ; mean value for the 3 years trial), as a result of compost treatments. The behavior observed for oil and energy yield was similar. Models indicate that, for these variables, the differences due to compost application were significant ($P \leq 0.05$), mainly within the range of 50-70 t ha⁻¹. The variables that were not influenced neither by compost nor by growing cycle, showed the following overall means: 22.3% (seeds oil percentage); 17.8 MJ m⁻² (HHV₀ value corresponding to aboveground biomass); 40 g (1000-seeds weight); 43% (stalks + leaves percentage on total biomass) and 57% (inflorescence percentage on total biomass). The fact that growing cycle affected, virtually, to the whole set of variables studied is considered to be related with: climatic conditions, sewage sludge compost mineralization dynamics and the physiology of the plant. Concerning sewage sludge compost, the positive effect observed in cynara's growth is attributed to the enhancement of the nutritional status for the plant, directly through compost application and indirectly through soil properties improvement. The previous

afirmarse que el uso del compost de lodo de depuradora, en tasas de 50 t ha^{-1} , mejora la productividad del cardo y favorece la conservación y protección del suelo, suponiendo un ahorro potencial, tanto económico como energético, derivado de la gestión eficiente de un residuo ubicuo.

considerations lead to the conclusion that sewage sludge compost, applied at a rate of 50 t ha^{-1} , improves cynara's productivity and favours soil protection and conservation, potentially implying economical and energetic savings derived from an efficient management of an ubiquitous residue.



Introducción



1. Problemática de la conservación de suelos mediterráneos

1.1. Definición y funciones de suelo

La palabra “suelo” posee varios significados y dentro de estas definiciones no existe una acepción que sea utilizada de modo universal . Según el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) el suelo se define como:

“Un cuerpo natural que comprende a sólidos (minerales y materia orgánica), líquidos y gases que ocurren en la superficie de la tierra, que ocupa un espacio, y que se caracteriza por la habilidad de soportar plantas enraizadas en un ambiente natural y/o por poseer uno o más horizontes o capas que se distinguen del material inicial como resultado de las adiciones, pérdidas, transferencias y transformaciones de energía y materia” (Soil Survey Staff, 2006).

Otra definición que alude a los factores formadores del suelo sería:

“Aquella colección de cuerpos naturales ocupando parte de la superficie de la Tierra que son capaces de soportar el crecimiento de las plantas y que posee propiedades resultado del efecto integrado del clima y los organismos vivos sobre el material parental, condicionado por la topografía, durante largos periodos de tiempo”¹ (Brady y Weil, 2008).

Estas definiciones resaltan diferentes aspectos del concepto suelo, bien sea en su descripción, sus factores formadores o su funcionalidad. En cualquier caso, todas indican que el suelo es una matriz compleja en la cual se producen numerosas interacciones a distintas escalas entre el medio físico y el medio biótico, fundamentales en muchos aspectos para los ecosistemas.

Mientras que en la definición del suelo se aprecia cierta heterogeneidad, existe consenso respecto a la importancia de las funciones desempeñadas por el mismo, tanto para los siste-

¹ Traducción adaptada por el autor del idioma de la fuente original (inglés).

mas naturales como antrópicos. Algunas de las principales funciones desempeñadas por el suelo son (European Soil Bureau Network y European Commission, 2005; Lal, 2008; Bone *et al.*, 2010; Bouma, 2010):

- Mantenimiento de la actividad y productividad biológica.
- Medio para el crecimiento de plantas, que permite la obtención de alimentos y otros productos.
- Mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono en ecosistemas terrestres y acuáticos.
- Contribución al mantenimiento de la salud humana y animal.
- “Pool” genético y de biodiversidad.
- Filtro natural que mantiene la calidad ambiental.
- Dinamizador de los ciclos de nutrientes, agua, energía y otros elementos a través de la biosfera.
- Soporte de estructuras socio-económicas, culturales y estéticas.
- Plataforma para las actividades humanas.
- Patrimonio y registro histórico.

Debido a estas funciones, el suelo es considerado un recurso clave dentro de los ecosistemas. Adicionalmente, cabe resaltar que se trata de un recurso de carácter no renovable a escala humana (Blum, 2006), lo cual le atribuye un valor aún más singular. A pesar de la importancia del suelo, en ocasiones este recurso es afectado negativamente por la acción antrópica, favoreciendo su degradación (Daily, 2000). Precisamente debido al largo tiempo requerido para su formación y el, comparativamente, breve lapso en el que puede ser degradado, es esencial llevar a cabo una gestión que prevenga o mitigue esas afecciones, mejorando en lo posible el estado del suelo. Para ello el primer paso es conocer las características de los suelos de una región determinada, para a continuación identificar los factores que contribuyen a la degradación de los mismos.

1.2. Características de los suelos mediterráneos.

El clima mediterráneo se designa como un clima templado (clasificación de Köppen, periodo 1951-2000), con veranos secos (C_s), recibiendo el mes más húmedo del invierno al menos tres veces la cantidad registrada en el mes más seco de verano (Essenwanger, 2001). Las áreas con clima mediterráneo se encuentran en latitudes entre 35-45° al norte y sur del Ecuador, principalmente alrededor del mar Mediterráneo y en la costa oeste de algunos continentes (Figura 1). La precipitación se concentra entre los meses de octubre a mayo en el hemisferio norte y de abril a noviembre en el sur, siendo el rango entre 300 y 1500 mm año⁻¹, con gran variabilidad interanual y con una o dos máximos en la estación de lluvia. Desde el punto de vista de la edafoclimatología, el régimen de humedad predominante es xérico.

La vegetación típica de las zonas mediterráneas consta principalmente de especies arbóreas y arbustivas esclerófilas, con diferentes especies de los géneros *Quercus*, *Cupressus*, *Pinus*, *Thymus*, *Erica*, *Eucalyptus*, etc. En lo que respecta a la litología y el relieve, muchas áreas



Figura 1. Áreas con clima mediterráneo en el mundo. Fuente: Aguilera *et al.*, 2013.

mediterráneas son montañosas derivadas de los movimientos tectónicos de las placas, con frecuente presencia de calizas y dolomitas. La erosión, principalmente hídrica, es uno de los agentes más importantes en lo que respecta a la geomorfología. Las zonas con pendientes pronunciadas son propensas a ser erosionadas por la escorrentía superficial, resultando en suelos de bajo espesor. En las zonas bajas se acumulan los sedimentos arrastrados, dando lugar a las rocas sedimentarias predominantes en estos ambientes, así como a suelos de mayor espesor y textura más fina.

Una de las principales características del clima mediterráneo, que condicionan la edafogénesis en estas zonas, es la separación temporal entre los periodos de máxima temperatura e irradiación (principios de verano) y la máxima disponibilidad de agua (otoño y primavera). Esta situación imposibilita una fuerte mineralización, así como una actividad biológica continua, dando lugar a los procesos característicos de la formación de suelos mediterráneos (Figura 2). En este tipo de suelos, son comunes los horizontes con acumulaciones de carbonato cálcico (Bk, Ck) y de arcilla en profundidad (Bt). Acorde a la taxonomía de suelos, los órdenes más representativos de estas regiones son los Alfisoles, Entisoles, Inceptisoles, Mollisoles y Vertisoles (Torrent, 2005).

En lo que respecta a las propiedades físicas y químicas, los suelos mediterráneos suelen poseer abundancia de ilita; niveles de fertilidad adecuados para la planta a excepción de algunos micronutrientes; presencia de carbonatos cálcicos o magnésicos, lo cual le confiere un pH normalmente básico ($\text{pH} \approx 8$); y estabilidad estructural baja debido al escaso contenido en materia orgánica, que entre otros efectos, dificulta la infiltración y favorece la aparición de costras superficiales (Torrent, 2005).

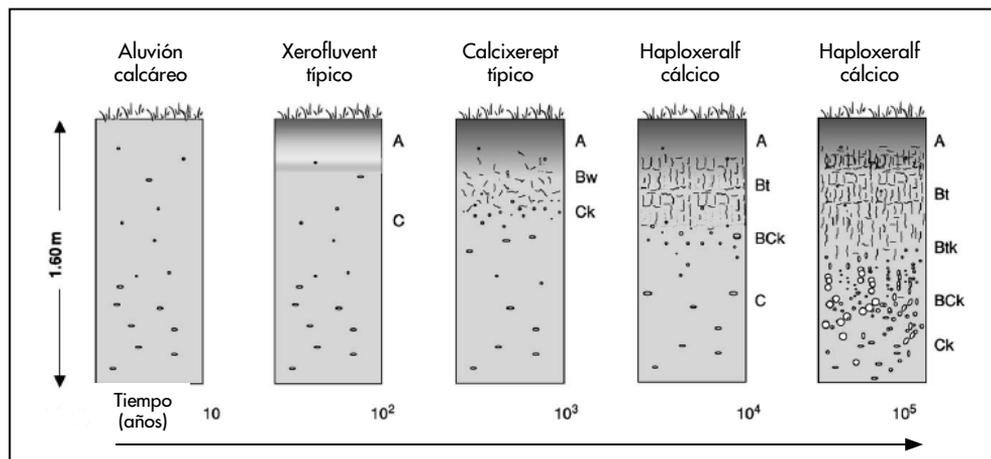


Figura 2. Secuencia ideal de desarrollo del suelo desde un aluvión calcáreo en un ambiente mediterráneo típico. Fuente: Torrent, 2005.

1.3. Degradación de los suelos

Por degradación del suelo se podría entender “el declive en el largo plazo de la productividad actual y futura de los suelos y su capacidad de regulación ambiental” (Lal, 2001; Bone *et al.*, 2010). Esta productividad está relacionada con el controvertido concepto de “calidad del suelo” (Sojka *et al.*, 2003; Bastida *et al.*, 2008), en el sentido en que se trataría de “la capacidad de un tipo específico de suelo, dentro de los límites de ecosistemas naturales o alterados, de mantener la productividad de las plantas y los animales, mantener o mejorar la calidad del aire y el agua, así como la habitabilidad y la salud humana” (Karlem *et al.*, 1997; Mueller *et al.*, 2010). Las principales causas, procesos y factores que contribuyen a la degradación de los suelos pueden observarse en la Figura 3. Referirse a la degradación del suelo implica hablar de una pérdida actual y potencial en sus funciones, debido a la alteración de sus propiedades físicas, químicas o biológicas, inducidos por factores naturales o por la acción antrópica (Lal, 1997).

La degradación del suelo afecta a una gran extensión del planeta. A pesar de que los datos a escala global pueden presentar ciertas deficiencias en la medición, precisión, fiabilidad y credibilidad, el área propensa a la degradación del suelo se estimó en 1991 en 2.000×10^6 ha, de las cuales 562×10^6 ha pertenecen a suelo agrícola, 685×10^6 ha a pastos permanentes y 719×10^6 ha a bosques (Oldeman *et al.*, 1991). Así mismo, se estima que el suelo que se pierde en el planeta es de 24×10^9 t año⁻¹ (Montanarella y Vargas, 2012). Por tener una idea de la magnitud de estas pérdidas, el coste asociado a un manejo inadecuado del suelo, en términos de pérdida de servicios al ecosistema, es sustancial y está estimado en aproximadamente 38×10^9 euros (Montanarella, 2012). Procesos como la compactación, la erosión, la salinización, la pérdida de fertilidad y la disminución de materia orgánica afectan a grandes áreas de la tierra y son responsables en gran parte de la degradación de los suelos (Ritsema *et al.*, 2005). De entre los procesos anteriores se comentan a modo de ejemplo aquellos con gran ocurrencia en la región mediterránea:

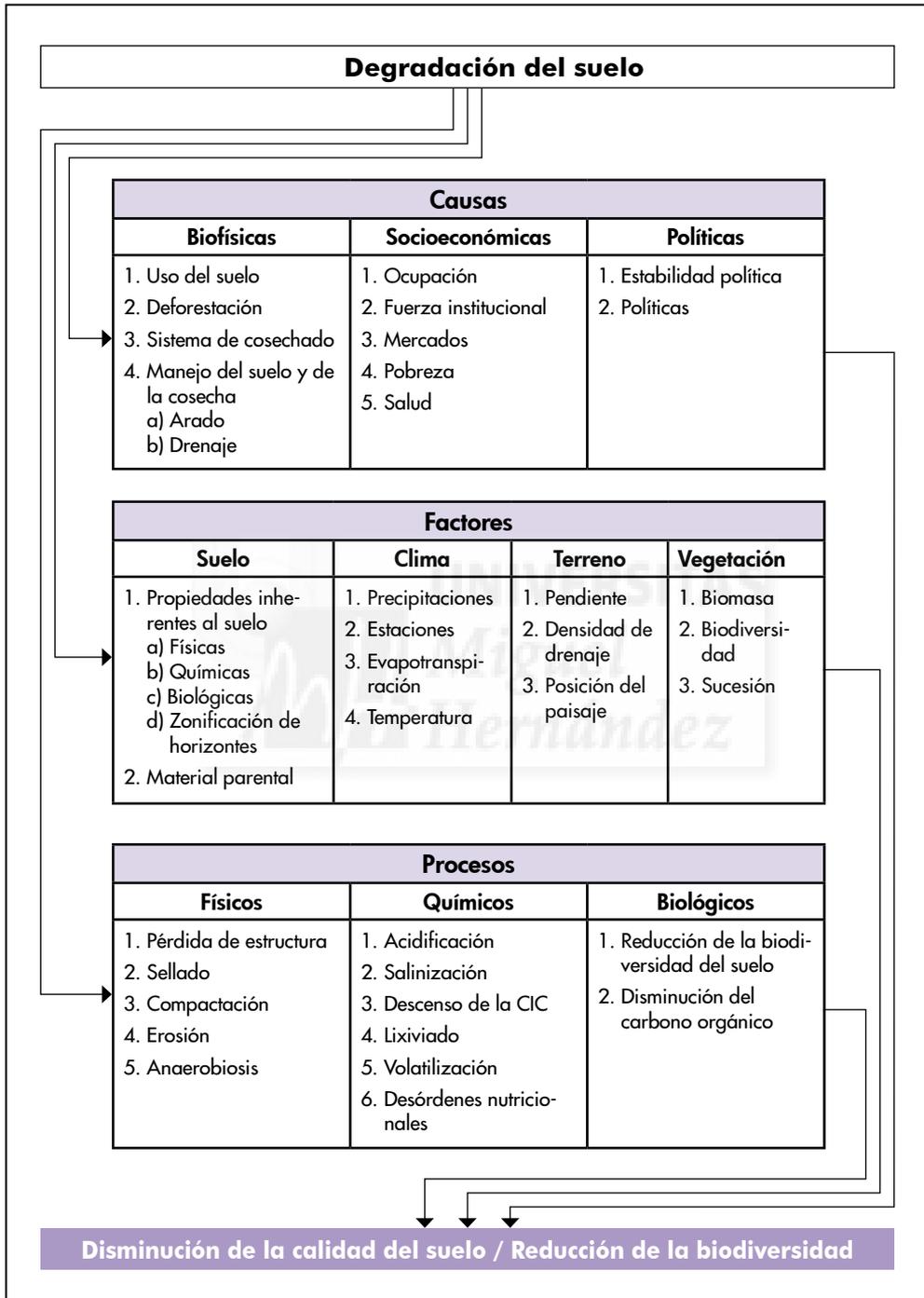


Figura 3. Procesos, factores y causas de la degradación de suelos. Fuente: Lal, 1997.

- **Erosión:** Se trata del “desplazamiento del suelo por agentes erosivos (ej. impacto de las gotas de lluvia, escorrentía superficial, viento, gravedad, etc.) desde el lugar de su formación hasta su deposición en otra localización, normalmente de mayor a menor altitud” (Lal, 2003). La tasa de erosión a escala geológica es un proceso constructivo, mientras que la acelerada por la actividad humana se considera un proceso destructivo y degradativo del suelo. La superficie afectada por erosión hídrica y eólica se estima en 1100×10^6 ha y 550×10^6 ha, respectivamente, encontrándose principalmente en las regiones del Tíbet-Himalaya, África Subsahariana, América Central y el Caribe, así como la Región Andina (Lal, 2001). La cantidad de suelo erosionado de los ecosistemas terrestres a nivel mundial es de cerca de 75×10^9 t, cuyo origen principal son los terrenos agrícolas, que presentan unas tasas de erosión de entre $13 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Duran Zuazo y Rodríguez Pleguezuelo, 2007).
- **Salinización:** Es un proceso que ocurre principalmente donde las precipitaciones son escasas e irregulares y la evapotranspiración es muy alta. Muchas de las superficies afectadas por la salinización se encuentran en zonas áridas o semiáridas, siendo comunes por el cinturón que va desde el África subsahariana hasta Asia central (Sakadevan y Nguyen, 2010). En estos ambientes las sales no son lavadas del perfil de manera efectiva, pudiendo acumularse y ascender por el mismo, lo cual afecta negativamente a la productividad de las plantas (United States Salinity Laboratory Staff, 1954). Aproximadamente 400×10^6 ha están afectadas por salinización primaria (natural) en varios grados y, al menos, la mitad de los países tiene una porción de su superficie afectada por este proceso (Corbishley y Pearce, 2007). Así mismo, al margen de la superficie en proceso de salinización primaria, más de 75×10^6 ha se encuentran bajo condiciones de salinidad inducida o acelerada por la acción del ser humano, principalmente (más del 50%) en terrenos sujetos a regadío (Sakadevan y Nguyen, 2010).
- **Disminución de los niveles de materia orgánica:** La presencia de materia orgánica distingue al suelo de una masa de partículas de roca y le permite ser un sistema “vivo” (Schnitzer, 2005). El contenido en materia orgánica se considera uno de los factores de mayor importancia entre los que controlan la capacidad del suelo para proporcionar servicios ambientales (Manlay *et al.*, 2007). Los niveles de materia orgánica en la porción que comprende desde la superficie hasta los 3 metros de profundidad están distribuido de manera desigual en el planeta; en los bosques tropicales puede encontrarse 291 t C ha^{-1} mientras en los bosques boreales el contenido es de 91 t C ha^{-1} , siendo el contenido habitual en un área de cultivo de 177 t C ha^{-1} (Govers *et al.*, 2012). La disminución del contenido en materia orgánica tiene un efecto directo sobre las propiedades del suelo y supone una fuente de emisiones de carbono a la atmósfera, potencialmente acrecentando los efectos del cambio climático (Jones *et al.*, 2009). La magnitud es considerable, dado que a nivel global, la cantidad de carbono contenido en la materia orgánica del suelo se estima que es tres veces superior al contenido en la atmósfera o en la vegetación terrestre (Schmidt *et al.*, 2011).

1.4. Marco legislativo de la conservación de suelos.

En la actualidad no existe a **nivel europeo legislación específica en materia de conservación de suelos** aunque sí que se aprecian medidas de protección en legislaciones afines. La concienciación y preocupación por los impactos de la actividad humana en el medio ambiente ha crecido en las últimas décadas, viéndose reflejada en el desarrollo de diversas estrategias temáticas de protección de los recursos ambientales y traduciéndose a nivel legislativo en forma de acuerdos, comunicaciones y directivas. De esta manera, se han desarrollado estrategias de “Lucha contra el Cambio Climático”, “Desarrollo sostenible”, “Gestión de los residuos”, “Protección de la naturaleza y biodiversidad”, “Contaminación atmosférica” y “Protección y gestión de las aguas”. Todas estas estrategias se caracterizan por su enfoque transversal e integrador en las diversas políticas sectoriales y pretenden ser herramientas que permitan alcanzar un desarrollo sostenible. En lo que respecta a la conservación de los suelos, varias directrices dentro de las estrategias anteriormente comentadas ejercen un impacto positivo a pesar de no ser su objetivo o ámbito de aplicación directo, especialmente la Directiva marco del agua (2000/60/CE) y la Directiva relativa a nitratos (91/676/CEE) (Louwagie *et al.*, 2011).

A pesar de no existir una legislación específica de conservación del suelo vigente, sí que existe una iniciativa de ámbito legislativo al respecto. El suelo como recurso se ha visto sometido a una creciente presión provocada por la intensa actividad humana. Muchos de los factores principales de la degradación de suelos están relacionados con la agricultura (Louwagie *et al.*, 2011) y por tanto con su manejo del suelo. Reconociendo la importancia de este recurso en cuanto a las funciones vitales desempeñadas, así como su incidencia en la degradación de otros aspectos socioambientales como el agua, la protección de la naturaleza y la biodiversidad, el cambio climático, la salud humana y la seguridad alimentaria, se hizo patente la necesidad de establecer un marco legislativo específico que permitiera la protección del suelo. En este contexto surgió la “Estrategia temática de protección de suelos”, que desembocó en la propuesta de la Directiva marco para la protección de los suelos (Comisión de las Comunidades Europeas, 2006). Una síntesis de esta directiva se presenta a continuación:

- Establece la obligatoriedad de tomar medidas para prevenir los procesos de degradación, que incluyen la mitigación de los mismos, la restauración y la rehabilitación de los terrenos degradados hasta que alcancen una funcionalidad compatible con un uso actual o futuro.
- Los estados miembros deberán evaluar las políticas sectoriales que puedan agravar o reducir los procesos de degradación, especialmente en aspectos de relevancia ambiental, haciendo públicas sus conclusiones y tendrán que tomar las medidas cautelares necesarias para prevenir o minimizar los efectos nocivos para el suelo por parte de cualquier usuario de terrenos. Así mismo, habrá que establecer medidas para limitar y/o mitigar los efectos del sellado, aplicando técnicas y productos en la construcción para el mantenimiento de tantas funciones como sea posible.
- Cada estado deberá identificar a un nivel adecuado (a su criterio) las zonas de “riesgo” (susceptible o padeciendo un proceso de degradación de suelo), siendo revisadas periódicamente. Las metodologías de evaluación de suelos deberán estar

armonizadas a nivel europeo. Los procesos de degradación del suelo identificados como prioritarios para tal fin son erosión (agua/viento), pérdida de materia orgánica, compactación, salinización y/o por deslizamientos de suelo. Se elaborarán estrategias (objetivos, cronogramas, medidas, revisión, etc.) para la reducción del riesgo de las zonas identificadas, haciendo públicos los resultados.

- Los estados miembros deberán tomar medidas a fin de limitar la introducción de sustancias peligrosas en el suelo o sobre el mismo. Así mismo, confeccionarán un inventario nacional de suelos contaminados, revisable periódicamente y público, supervisado por una autoridad competente a designar por el estado en cuestión. Los suelos contaminados reflejados en el inventario tendrán que ser rehabilitados (eliminación, contención, control o reducción de los contaminantes). Se deberán elaborar estrategias para tal fin, que serán revisadas para evaluar su cumplimiento.
- Los estados miembros deberán tomar las medidas adecuadas a fin de crear conciencia acerca de la importancia del suelo.

De los puntos anteriormente comentados se desprende la importancia de la conservación del suelo como recurso, así como se identifican los principales procesos sobre los que tomar medidas. Por tanto, el reconocimiento de la importancia y las bases rectoras de la protección del suelo están afianzados en la Unión Europea de manera indirecta (otras estrategias de protección de recursos ambientales) y directa (propuesta de Directiva marco), aunque en este último caso sin una base legislativa oficial que le de forma y entidad.

Con respecto a **legislación específica de suelos en España**, encontramos el RD 9/2005 por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios estándares para la declaración de los suelos contaminados. El régimen jurídico de los suelos contaminados se estableció posteriormente mediante la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, siendo ésta modificada mediante la Ley 5/2013, que introdujo la obligatoriedad de un informe de la situación del suelo antes y después de la actividad para evaluar el impacto sobre el mismo. En línea con la propuesta de Directiva marco para la protección de los suelos, el RD 9/2005 establece una obligatoriedad por parte de los actores que desempeñen una actividad potencialmente contaminante, recogida en su Anexo I, a llevar a cabo una evaluación de la contaminación del suelo. Esta evaluación se llevará a cabo acorde a los criterios y estándares establecidos en el Real Decreto, aplicando acciones de rehabilitación del suelo si procediese (Tarazona *et al.*, 2005). En cierto modo, el RD 9/2005 cubre parcialmente los objetivos establecidos en la Directiva marco de protección del suelo dado que identifica “zonas de riesgo”, lleva a cabo un inventario de las mismas y establece la obligatoriedad de acciones correctoras de la contaminación y de rehabilitación de los suelos afectados.

La legislación española en materia de protección y conservación de suelos es escasa. En sentido estricto, solamente el RD 9/2005 podría considerarse legislación específica, dado que el suelo es el eje central de la misma. La Ley 22/2011 y, posteriormente, la Ley 5/2013 hacen referencia a los suelos de manera periférica y no exclusiva. El resto de aspectos referentes a la protección y conservación de suelos los encontramos en otras legislaciones estatales, que de manera indirecta regulan estos aspectos, de manera similar a la ordenación legislativa europea. Entre otras, este sería el caso de la legislación referente a contaminación de las aguas

por nitratos reflejada en el RD 261/1996 y la aplicación de lodos de depuración en el sector agrario a través del RD 1310/1990 y la Orden AAA/1072/2013.

1.5. La vulnerabilidad de los suelos en las zonas Mediterráneas

Un manejo inadecuado de los suelos en los agro-sistemas mediterráneos puede contribuir a la degradación de los mismos. La productividad de los sistemas mediterráneos es baja,

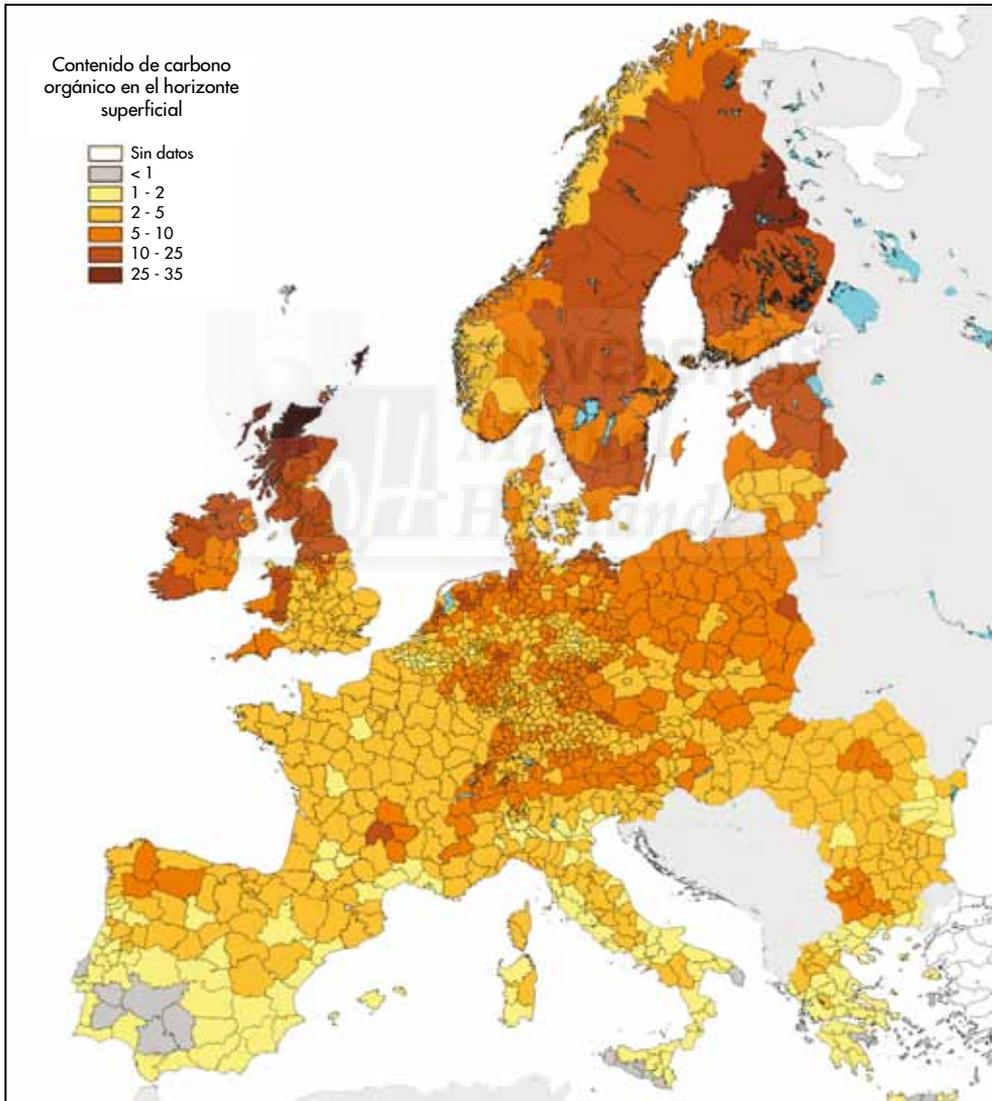


Figura 4. Mapa de Europa representando el contenido de carbono orgánico del suelo en el horizonte superficial. Fuente: Soil Atlas of Europe; European Soil Bureau y European Comission, 2005.

dada la separación temporal entre altas temperaturas y elevada disponibilidad de agua. Con objeto de incrementar los rendimientos en la agricultura se introdujo el regadío junto con la intensificación del abonado. El riego afecta a la dinámica del carbono, por un lado aumentando la productividad primaria neta del ecosistema (mayor aporte de materia orgánica al suelo) y por el otro incrementando la respiración edáfica (aumento del consumo de sustrato orgánico), estando por tanto el balance neto de carbono orgánico edáfico condicionado por otros factores (Aguilera *et al.*, 2013). Cuando el balance es positivo, la productividad del cultivo, así como del suelo, aumenta. Sin embargo, bajo balances negativos, serios problemas de degradación pueden ser inducidos y propiciados en el suelo (erosión, reducción parcial o total de la porosidad y permeabilidad, etc.). El manejo inapropiado del cultivo (ej. fertilización excesiva; uso de agua de mala calidad) puede propiciar esta última situación (Topcu y Kirda, 2005), pudiendo generar adicionalmente problemas de salinización y de contaminación en el ecosistema (ej. contaminación por nitratos). Por otra parte, en los agro-sistemas mediterráneos otra forma de incrementar la productividad ha sido tradicionalmente el arado (Montgomery, 2007). Al arar las costras superficiales son eliminadas, mejorando la aireación del suelo y la emergencia de las plántulas. El problema resulta en que esta práctica conlleva la destrucción de la estructura natural del suelo, la materia orgánica contenida en el mismo así como la biodiversidad asociada (Kassam *et al.*, 2012), haciendo al suelo más susceptible a los procesos erosivos que de manera natural acontecen. En la actualidad el contenido de carbono orgánico en las zonas mediterráneas es inferior al 2% (Figura 4), fruto principalmente de las prácticas agrícolas empleadas y de un insuficiente aporte de materia orgánica al suelo, motivo por el cual muchos la estructura de muchos suelos está deteriorada (Lahmar y Ruellan, 2007).

Por todo lo comentado anteriormente, el escenario en el que se enmarca la degradación de los suelos mediterráneos implica: pérdidas por erosión, descenso del contenido en materia orgánica, empeoramiento de la estructura y salinización. Estos procesos de degradación a su vez favorecen la pérdida de la fertilidad potencial de suelo, que repercute negativamente en la disponibilidad de nutrientes para las plantas. Esta carencia nutricional es compensada mediante el uso fertilizantes, normalmente inorgánicos, que no aportan materia orgánica al suelo y, en caso de manejo inadecuado, pueden dar lugar a contaminación de las aguas. Este ciclo se repite hasta que el suelo está degradado y su productividad agrícola ha disminuido hasta el punto de ser considerada como no aceptable. En ese momento ese suelo de baja productividad es abandonado y nuevas áreas son convertidas a terreno de cultivo para, potencialmente, sufrir el mismo proceso. Los suelos desechados quedan a merced de los procesos naturales del ambiente mediterráneo que, en función de su estado, pueden conducir a su pérdida irreversible. Esta situación es un ejemplo del proceso de desertificación (Figura 5).

La **desertificación** fue definida por las Naciones Unidas como “La degradación de las tierras de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas resultante de varios factores, incluyendo la variación del clima y las actividades humanas” (Warren, 1996). Otros autores prefieren emplear el término “Degradación de los ecosistemas semiáridos” en lugar de “Degradación del suelo”, dado que el suelo es posible que ejerza alguna de sus funciones ecológicas adecuadamente, mientras que otras son interrumpidas (Hillel y Rosenzweig, 2002). La desertificación no es exclusiva de las zonas mediterráneas, aunque sí que está presente con

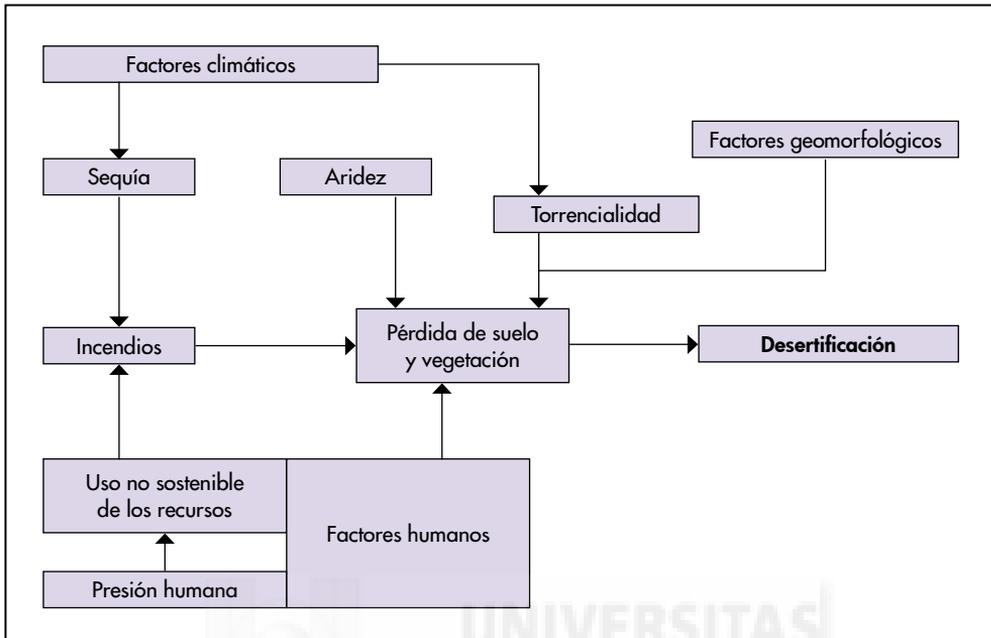


Figura 5. Esquema de factores que contribuyen a la desertificación. Fuente: Programa de Acción Nacional contra la Desertificación; Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, 2008

mayor recurrencia en este tipo de ambientes. En España se desarrolló una estrategia temática de protección frente a este proceso, el “Programa de Acción Nacional Contra la Desertificación de España” (PAND) (2008). En este documento se describen gran parte de los procesos y factores que contribuyen a aumentar el riesgo de desertificación y se reconoce su presencia de forma conjunta en España. En concreto los factores que propician la desertificación son (Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, 2008):

- Condiciones climáticas semiáridas que afectan a grandes zonas, sequías estacionales, extrema variabilidad de las lluvias y lluvias súbitas de gran intensidad;
- Suelos pobres con marcada tendencia a la erosión, propensos a la formación de cortezas superficiales;
- Un relieve desigual, con laderas escarpadas y paisajes muy diversificados;
- Grandes pérdidas de la cubierta forestal a causa de repetidos incendios de bosques;
- Condiciones de crisis en la agricultura tradicional, con el consiguiente abandono de tierras y deterioro del suelo y de las estructuras relacionadas con el uso del agua;
- Explotación insostenible de los recursos hídricos, que es causa de graves daños ambientales, incluidos la contaminación química, la salinización y el agotamiento de los acuíferos;
- Concentración de la actividad económica en las zonas costeras como resultado del crecimiento urbano, las actividades industriales, el turismo y la agricultura de regadío.

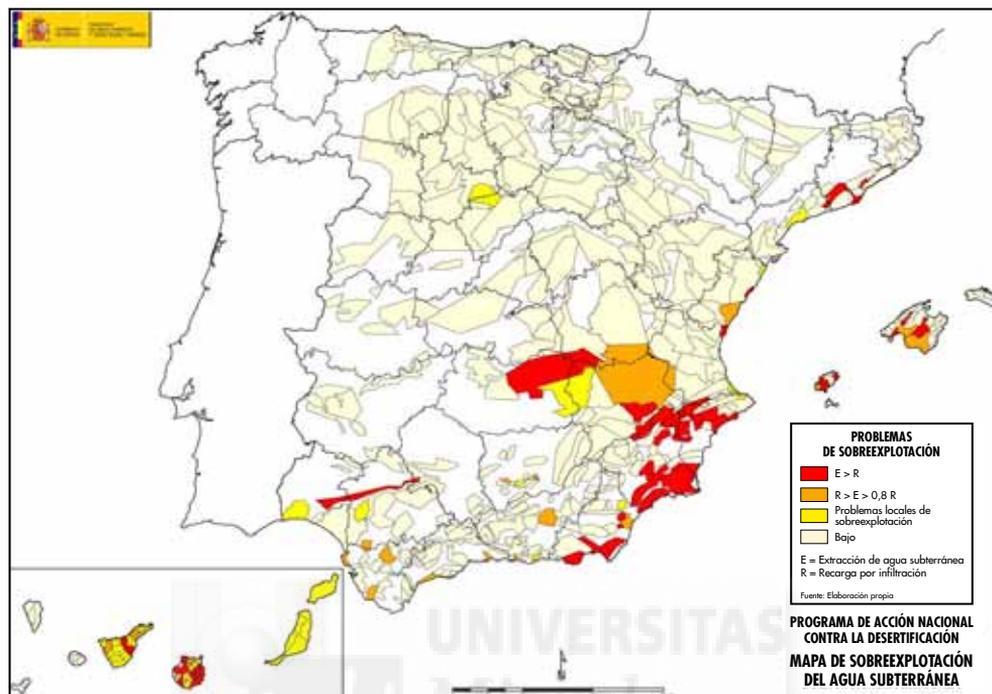


Figura 6. Mapa de sobreexplotación del agua subterránea en España. Fuente: Programa de Acción Nacional contra la Desertificación; Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, 2008.

Respecto a la afección y la gradación de los riesgos de desertificación, la situación del sureste peninsular (Comunidad Valenciana, Murcia, Castilla La Mancha, y Almería) y de las Islas Canarias es especialmente preocupante. Existen diversos factores que contribuyen a incrementar el riesgo de desertificación en estas zonas, como la sobreexplotación de los recursos hídricos, las elevadas tasas de erosión y los bajos niveles de carbono orgánico en el suelo. En estas zonas la elevada demanda por los recursos hídricos para diferentes usos, especialmente para el regadío, han llevado a la sobreexplotación de los acuíferos y al uso de aguas de baja calidad (Figura 6). Esta sobreexplotación de acuíferos, en el caso de ser costeros, puede dar lugar a la salinización de los mismos, de manera que el agua extraída de pozos, de media y en esas zonas, presenta una salinidad elevada. Así mismo, los sólidos totales disueltos en aguas de baja calidad, suelen estar comprendidos en el rango 200-3000 mg L⁻¹, lo cual implica que una cantidad de sales considerable puede ser aplicada al suelo mediante el riego (Muyen *et al.*, 2011). A modo de ejemplo para ilustrar estos hechos, en la parte baja del río Segura (sur de Alicante) la salinidad de las aguas de riego (CE_{25°C}) empleadas es de 1.1 dS m⁻¹ (trasvase Tajo-Segura), 3.9 dS m⁻¹ (río Segura), entre 4 y 8 dS m⁻¹ (agua subterránea) y entre 5 y 14 dS m⁻¹ (aguas de retorno agrícola) (de Paz *et al.*, 2011). Si tenemos en cuenta que la acumulación de sales en los suelos mediterráneos es un proceso natural favorecido por las condiciones ecológicas de la zona y gobernado principalmente por el balance hídrico del área (Zalidis *et al.*, 2002), entonces es posible comprender los problemas de salinización que se pueden derivar de la sobreexplotación de

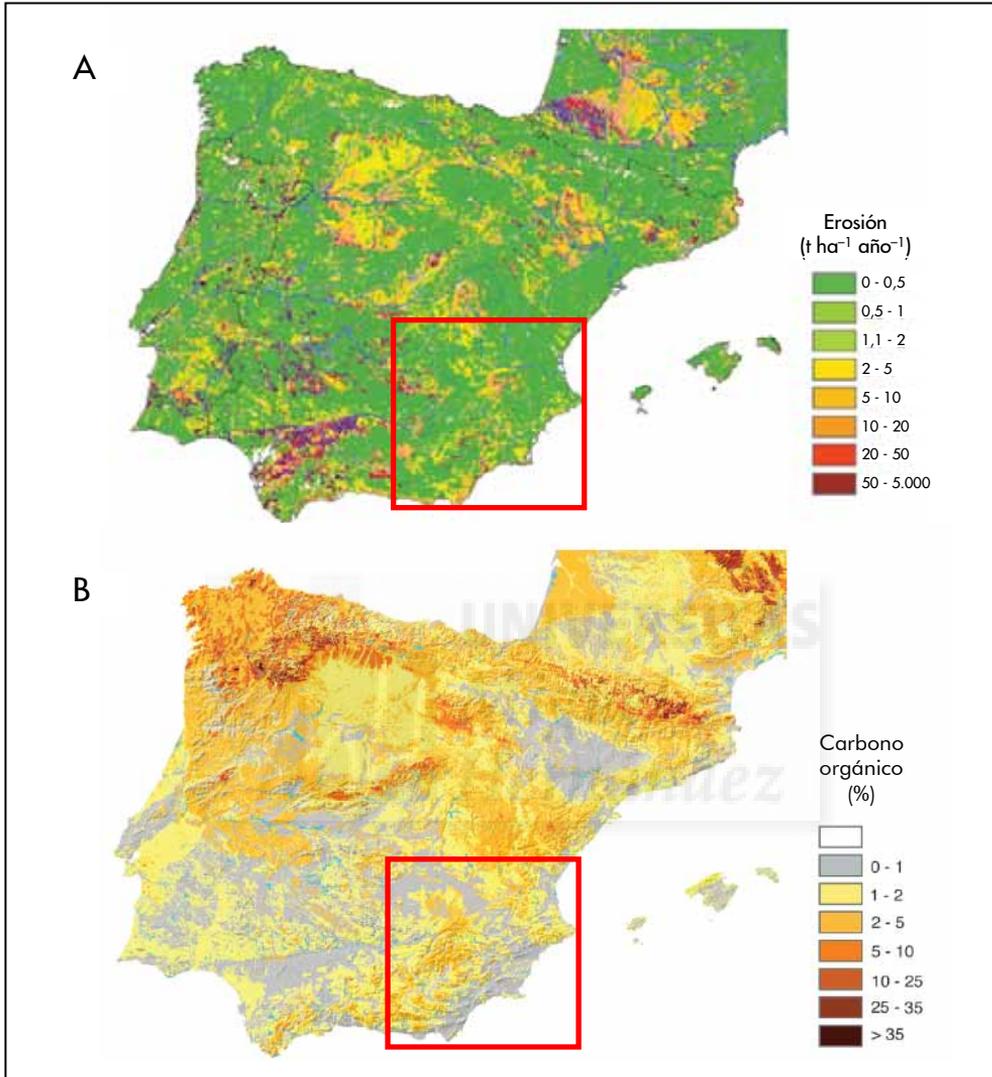


Figura 7. Mapas de tasas de erosión (A) y carbono orgánico (B). En color rojo se indican las tasas de erosión superiores y con un porcentaje de carbono orgánico menor. Fuente: Soil Atlas of Europe; European Soil Bureau y European Comission, 2005.

los recursos hídricos en estas zonas. De hecho, la salinización del suelo se está convirtiendo en un problema endémico de las regiones costeras de las zonas mediterráneas, afectando a más de 2.8 millones de hectáreas (Marques *et al.*, 2007). Al margen de la salinización, las prácticas agrarias empleadas en estas zonas contribuyen a disminuir los niveles de carbono orgánico en el suelo, por un lado destruyendo la materia orgánica existente (ej. arado) y por otro disminuyendo los aportes orgánicos al suelo (ej. fertilización inorgánica) (Marques *et al.*, 2007). De esta manera, se hace más vulnerable al suelo ante otros procesos degradativos

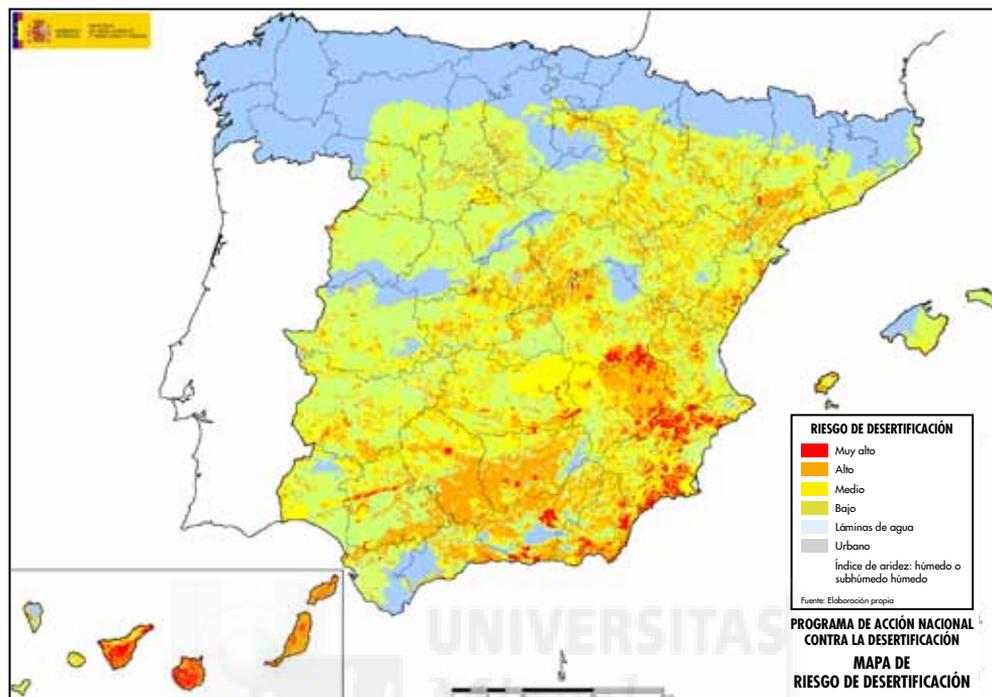


Figura 8. Mapa de riesgo de desertificación en España. Fuente: Programa de Acción Nacional contra la Desertificación; Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, 2008.

como la erosión. A este respecto cabe destacar las altas tasas de erosión alcanzadas en las zonas costeras, donde los niveles de carbono orgánico son bajos, favoreciéndose por tanto la degradación de los suelos en estas zonas (Figura 7). Así está recogido en el PAND (2008), donde se estipula que el riesgo de desertificación afecta a más de las dos terceras partes de nuestro territorio, encontrándose los mayores niveles riesgo precisamente en el sureste peninsular y en las Islas Canarias (Figura 8).

Conviene mencionar que el cambio climático probablemente incrementará o agravará la desertificación en las regiones mediterráneas. La mayoría de los modelos proyectados concluyen que debido al cambio climático la situación de los países del sur de Europa, como España, se agravará, observándose incrementos de temperatura superiores a la media, reduciéndose la disponibilidad de agua y la productividad de los cultivos e inundándose las zonas costeras (IPCC, 2007). En lo que respecta a los suelos, los modelos proyectan un aumento de la erosión, así como una pérdida de carbono orgánico, de entre 9 y 12 t ha⁻¹ (Jones *et al.*, 2009). Este descenso en el carbono orgánico proviene de la pérdida de productividad (menores aportes de carbono al suelo), así como del incremento en la temperatura (aumento en la tasa de descomposición de materia orgánica del suelo), factores que amenazan el mantenimiento de un umbral mínimo de fertilidad en el suelo (Aguilera *et al.*, 2013).

Todo lo expuesto anteriormente indica que los suelos en ambientes mediterráneos, y especialmente los localizados en territorio español, requieren de manejos integrados en los cuales se respeten los principios de sostenibilidad con objeto de mantener y mejorar la calidad de los mismos. Considerando las dinámicas naturales de los ambientes mediterráneos, la situación actual de degradación de los suelos y los futuros cambios en el clima, que probablemente agudizarán esta degradación, es de extrema importancia el establecer una planificación y manejo integrado de aquellas actividades que afecten al medio edáfico. En este sentido, la aplicación de este manejo integrado en sectores con gran impacto sobre el sistema edáfico, como es el caso de la agricultura, debería de aplicarse en el menor lapso posible, no solo de manera extraordinaria sino permanente, especialmente en las zonas de mayor vulnerabilidad como en la zona del sureste peninsular. En caso contrario, gran cantidad del recurso suelo en las zonas Mediterráneas se perderá irreversiblemente, afectando perniciosamente a los sistemas naturales y antrópicos.

2. Generación y gestión de los subproductos de la depuración de aguas residuales

2.1. Depuración de aguas residuales

“El agua no es un bien comercial como los demás, sino un patrimonio que hay que proteger, defender y tratar como tal”

(Parlamento Europeo y el Consejo, 2000)

Bajo el convencimiento de que la preservación de la calidad del agua continental es necesaria tanto para el ser humano como para el mantenimiento de los ecosistemas y sus funciones, surgieron las **primeras iniciativas legislativas relativas a la depuración de las aguas residuales**. En las últimas décadas la población y las actividades asociadas a la misma (industria, agricultura, etc.) se han incrementado en los núcleos urbanos y sus cercanías, generando una creciente demanda de agua. Consecuentemente, tanto la generación de aguas residuales como la carga contaminante de las mismas aumentaron considerablemente. Este descenso en la calidad de las aguas produjo efectos perniciosos en el medio ambiente, especialmente en los ecosistemas acuáticos, comprometiendo la sostenibilidad del uso del agua. Con objeto de evitar éstos y otros impactos ambientales negativos la Unión Europea aprobó la directiva 91/271/CEE (Consejo Europeo, 1991), sobre tratamiento de aguas residuales urbanas, modificada mediante la Directiva 98/15/CE (Comisión de las Comunidades Europeas, 1998), que fue transpuesta al ordenamiento español mediante el RDL 11/95 (Jefatura del Estado, 1995) y el RD 509/96 (Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 1996) respectivamente. La Directiva 91/271/CEE reguló la recogida, el tratamiento y posterior vertido de las aguas procedentes de núcleos urbanos y de sectores industriales, poniendo fecha límite al vertido de efluentes no tratados al medio en poblaciones mayores de 2×10^3 habitantes-equivalentes². Esta directiva establece que el tratamiento de

² habitantes-equivalentes: unidad de medida de la contaminación orgánica biodegradable que representa la carga media de esta contaminación por habitante y día. La Directiva 91/271/CEE establece que dicha carga es de 60 g de oxígeno por día con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO₅).

las aguas residuales ha de variar acorde a la sensibilidad de las aguas receptoras del vertido final. Así mismo, indica que los estados miembros (comunidades autónomas en el caso de España) son los responsables de velar por el cumplimiento, siendo responsables de la vigilancia de los vertidos procedentes de las depuradoras y de redactar informes de evaluación al respecto. Adicionalmente, los subproductos generados en el proceso de depuración de aguas residuales, como el lodo de depuradora, deberán de ser dispuestos de la forma más sostenible posible. Esta directiva junto con otras legislaciones a nivel europeo relacionadas con el uso y protección de las aguas quedaron englobadas dentro de la Directiva 2000/60/CE (Directiva marco de aguas). El objetivo último de esta directiva marco es el de alcanzar un “buen estado” ecológico y químico de todas las agua comunitarias para 2015”.

La depuración de aguas residuales se define como “el conjunto de procesos unitarios, de naturaleza física, química o biológica, que permiten eliminar del agua residual aquellas materias que son perjudiciales para su uso posterior” (Kiely, 2001). Estos procesos son llevados a cabo en la estación depuradora de aguas residuales (EDAR). Los contaminantes del agua de entrada a la EDAR provienen, principalmente, del sector agrícola-ganadero, doméstico, pluvial e industrial (Jordán-Vidal, 2005). El agua residual de entrada a la depuradora se puede clasificar, en función del origen y la carga contaminante, como “aguas grises” (agua de origen doméstico con baja carga contaminante que no ha entrado en contacto con los residuos del inodoro) y “aguas negras” (carga contaminante alta, normalmente procedente de la actividad industrial) (Ghaitidak y Yakav, 2013). La naturaleza del agua residual de entrada condiciona parcialmente la selección procesos unitarios empleados, así como influye en las características físicas, químicas y biológicas de los subproductos (agua tratada y lodos de depuradora) generados. El factor determinante en la selección de los procesos unitarios es el grado de depuración deseado, influyendo también el coste económico de explotación y mantenimiento. Por tanto, el diseño y la configuración de cada EDAR varía acorde a los procesos unitarios seleccionados. En cualquier caso, los procesos unitarios de una EDAR suelen ser agrupados por líneas, encontrando generalmente una línea de agua y otra de fangos o lodos (Figura 9).

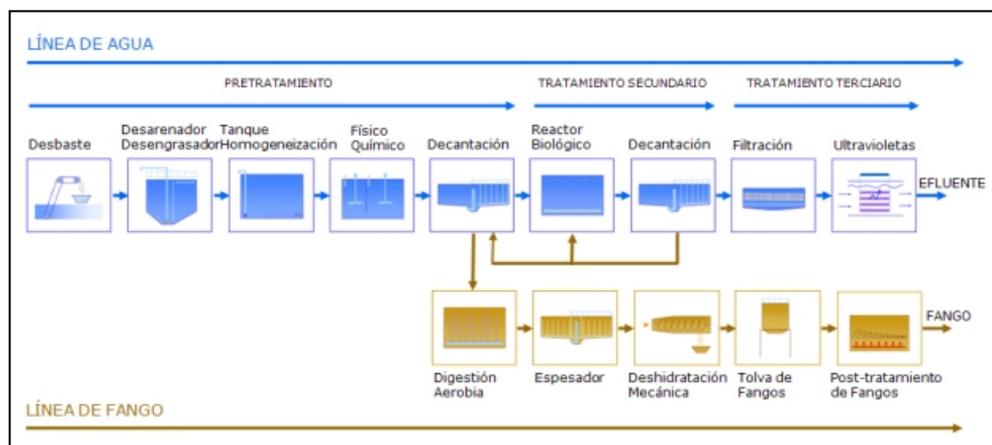


Figura 9. Esquema general de procesos unitarios en la EDAR de Aspe (Alicante). Fuente: Entitat de Sanejament d’Aigües (EPSAR).

En la línea de agua encontramos las siguientes fases:

- **Pretratamiento:** En esta fase se persigue la eliminación de los elementos gruesos (maderas, plásticos, trapos, papeles, etc.), arenas y grasas. Es fundamental de cara a una adecuada eficiencia del proceso, ya que evita la obturación de las líneas de conducción y protege a los equipos en ulteriores fases de la abrasión de las arenas y el deterioro de las grasas. Los elementos característicos son:

Operación de desbaste: Normalmente se utilizan rejas de distinto espacio de separación entre barrotes para ir reteniendo los sólidos de mayor a menor tamaño.

Desarenado: El agua pasa a unos canales largos donde la velocidad disminuye, de manera que los materiales de cierto peso específico sedimentan. Una bomba extrae la arena de manera conjunta con agua.

Desengrasado: Se provoca una emulsión de las grasas mediante unos procesos de aireación y flotación, de manera que se acumula en la superficie, donde es retirada.

- **Tratamiento primario:** El tratamiento primario se basa en una serie de operaciones físicas o químicas cuyo fin último es de preparar el efluente para un tratamiento químico o biológico secundario. Este tratamiento puede complementarse con la precipitación química que facilita la sedimentación de sólidos disueltos y en suspensión. Otras operaciones que se pueden encontrar dentro de este tratamiento son la homogenización, la coagulación-floculación, sedimentación y filtración. La fase final dentro de este tratamiento sería la decantación primaria, donde se eliminan gran parte de los sólidos suspendidos y parte de la DBO₅ del agua residual. Los lodos eliminados en esta fase se conocen como lodos primarios.
- **Tratamiento secundario:** Se trata de un proceso biológico que pretende la eliminación o transformación de la contaminación orgánica presente en las aguas residuales como sólidos no sedimentables. Con este proceso biológico, aerobio o anaerobio, conseguimos que la materia orgánica disuelta en el agua residual pase a formar parte de los microorganismos, que tienden a asociarse en flóculos fácilmente eliminables por decantación. Esta decantación se produce en unos depósitos distintos del lugar donde se ha producido la digestión biológica, denominados decantadores secundarios. Parte de los lodos sedimentados en estos decantadores secundarios deben de ser recirculados al reactor biológico para mantener una población microbiana estable. La parte de lodo no recirculado compone el llamado lodo secundario o biológico.
- **Tratamiento terciario:** Este tratamiento solo se realiza en caso en que se exija la obtención de un agua de alta calidad del efluente de la EDAR. Elimina aquellas sustancias o elementos que han conseguido pasar a través del tratamiento secundario, como microorganismos patógenos, nutrientes minerales o contaminantes orgánicos no biodegradables. En algunos casos estos procesos dan lugar al lodo terciario. Algunos ejemplos de los procesos usados en esta fase son la desinfección mediante cloro o radiación ultravioleta, la ósmosis inversa, filtración o electrodiálisis.

La **línea de lodos** se compone de los subproductos obtenidos en la depuración de aguas, bien sea procedente del tratamiento primario, secundario o terciario. Los lodos primarios son generalmente grises, de aspecto grasiento y con un olor extremadamente desagradable, mientras que los lodos secundarios poseen apariencia floculenta y marrón. Los distintos tipos de lodos son mezclados previamente a su tratamiento, poseyendo la mezcla un contenido porcentual de sólidos variable entre 0,25% y 12% sobre el peso total (Metcalf y Eddy, 1991). Entre los procesos más comunes en la línea de lodos encontramos:

- **Espesado:** El objetivo de este proceso es aumentar la proporción de lodos en el sólido, por eliminación de la fracción líquida del mismo. Se suelen emplear procesos físicos para el espesado, como la sedimentación, la flotación, la centrifugación y la filtración. El agua obtenida es recirculada a la línea de agua de la depuradora.
- **Estabilización:** Esta fase se lleva a cabo con el objeto de reducir la presencia de organismos patógenos, eliminar olores desagradables e inhibir el potencial de putrefacción del lodo. Los procesos actúan sobre la parte volátil u orgánica del lodo, pudiendo constar, por ejemplo, de digestión aerobia, digestión anaerobia, inertización básica (elevar el pH hasta umbrales no viables para la actividad biológica) o tratamiento térmico (aplicar calor para esterilizar o desinfectar).
- **Deshidratación:** Los procesos de deshidratación mecánicos (filtros banda, filtros prensa, centrífugas) tienen como objetivo eliminar la mayor cantidad del agua coloidal y capilar contenida en el residuo, reduciendo de esta manera su volumen y facilitando por tanto su transporte y gestión.
- **Tratamiento terciario (Post-tratamiento):** El objetivo de este tratamiento es conseguir una mayor estabilización del lodo producido y facilitar su transporte, mediante la reducción de su volumen y humedad. Encontramos procesos como el secado térmico (someter a los lodos a temperaturas elevadas en ambientes con baja humedad), así como el compostaje (proceso de transformación biológica aerobia que higieniza el material, así como favorece la estabilización de la materia orgánica y la madurez del producto). Una vez finalizado el tratamiento terciario, el material es almacenado o transportado hacia el destino de su uso final.

Existe variabilidad en cuanto a las características de los subproductos generados en la depuración. El tipo de estabilización, deshidratación y post-tratamiento empleados, así como la calidad del agua residual de entrada tiene importantes impactos en las propiedades físicas y química del lodo en su forma final (Mosquera-Losada *et al.*, 2010). Así mismo, dentro de una misma EDAR, puede existir variación con el paso del tiempo en la composición química de los biosólidos generados (García-Delgado *et al.*, 2007).

2.2. Gestión de los subproductos de la depuración.

2.2.1. *Gestión de las aguas residuales depuradas*

Actualmente, uno de los principales retos a nivel mundial es afrontar la escasez de agua, especialmente en los ambientes áridos o semiáridos. La escasez de agua se produce cuando la demanda excede los recursos hídricos explotables en condiciones sostenibles. Esta situación

se produce por factores naturales (características hidrográficas, hidrogeológicas y climáticas) y puede verse agravada por factores antrópicos (desigualdades territoriales, contaminación masas de agua, gestión política del recurso). La tasa de uso incontrolado del agua ha crecido mundialmente, a más del doble de la tasa de crecimiento de la población en el siglo XX, hasta el punto en que en muchas regiones los servicios ofrecidos por el agua no pueden proveerse de manera fiable, especialmente en las regiones áridas y semiáridas (FAO, 2012). Considerando las tendencias observadas en las prácticas y las políticas referentes al uso del agua, las proyecciones futuras sugieren que para 2025 cerca del 60% de la población mundial tendrá que hacer frente a un problema de falta de agua (Crosgrove y Rijsberman, 2000). Esta problemática no es nueva en zonas como el Norte de África y Oriente Medio, donde la disponibilidad de agua fresca es equivalente al 1% del total mundial, pero sí en otras regiones, donde el déficit hídrico está empezando a manifestarse (Qadir *et al.*, 2007). Este sería el caso de Europa, que en su informe “Afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en la Unión Europea” (Comisión de las Comunidades Europeas, 2007) reconoció la necesidad de actuar ante la situación actual y futura de sus estados miembros, ofreciendo una serie de orientaciones y buenas prácticas para gestionar los problemas de escasez de agua. En el caso de España, las regiones más vulnerables a un incremento de la escasez de agua son aquellas de la costa mediterránea. En estas zonas tanto los factores naturales como los antrópicos han conducido a una escasez estructural del recurso agua (Araus, 2004). A modo de ejemplo, en la Comunidad Valenciana los recursos hídricos disponibles rondan los 3200 hm³ (aportes de las cuencas del río Júcar, Turia y Segura), siendo insuficientes para una demanda cercana a los 3500 hm³ (Morugan-Coronado, 2011). En esta zona el empleo de las aguas subterráneas se ha intensificado en la segunda mitad del siglo XX, dando lugar a la sobreexplotación de los mismos. A todo lo comentado anteriormente conviene añadir la presión adicional que supondrán los efectos del cambio climático, que muy probablemente incrementarán la frecuencia e intensidad de eventos extremos como las sequías (IPCC, 2007), generando impactos especialmente negativos en zonas como la costa mediterránea española.

Para aliviar la presión de la demanda sobre las reservas de agua, una las medidas posibles a tomar es el uso de las aguas categorizadas como “no convencionales”. Los aportes convencionales de agua provienen de la lluvia y el derretimiento de la nieve, siendo captadas en ríos, lagos, arroyos y acuíferos. Las fuentes no convencionales son suministros complementarios a las fuentes convencionales que permiten aliviar la escasez de agua en las zonas donde los recursos de agua renovables son extremadamente escasos. Algunos ejemplos de este tipo de fuentes son el agua desalinizada, el agua captada de las lluvias, el agua residual resultante de la depuración de aguas y el agua de drenaje de los riego agrícolas. En líneas generales, para poder emplear estas fuentes la calidad del agua debe adecuarse al uso deseado, siendo necesarios en ocasiones procesamientos previos para alcanzar unos estándares mínimos de calidad, como sería el caso de la depuración de las aguas residuales o la desalinización del agua salina. En el ámbito español, la obligatoriedad de las aguas residuales depuradas de presentar ciertos estándares de calidad para su reutilización se estableció mediante el RD 1/2001 (Ministerio de Medio Ambiente, 2001). Este real decreto, establece la existencia de estándares de calidad para las aguas residuales depuradas, indicando en su artículo 109 que “el Gobierno deberá desarrollar las condiciones básicas de la reutilización y precisar la calidad exigida a las aguas regeneradas según los usos previstos”. Estos requerimientos fueron desarrollados mediante

RD 1620/2007 (Ministerio de la Presidencia, 2007), que introduce una serie de medidas para establecer el régimen jurídico y explicita los usos compatibles e incompatibles con el empleo de este tipo de aguas, así como la calidad que deberán de poseer en función del uso final en su anexo I. El Estado español espera incrementar un 35% en los próximos años el uso de aguas residuales depuradas como alternativa a los recursos convencionales, aumentando así la disponibilidad de los recursos hídricos (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013).

Entre los **usos** que se les puede dar a las **aguas residuales depuradas** encontramos (Angelakis *et al.*, 1999; Asano, T., 2002; Bixio *et al.*, 2006):

- **Riego:** agrícola (cultivos y semilleros) y urbano (parques, cementerios, medianas, etc.).
- **Reutilización industrial:** refrigeración y alimentación de calderas.
- **Recarga artificial:** control de las subsidencias y de la intrusión marina por recarga de acuíferos.
- **Usos urbanos no potables:** lucha contra incendios, sanitarios, lavado de coches, etc.
- **Usos medioambientales:** caudales ecológicos, zonas húmedas.

El uso del agua más extendido en España para las aguas residuales depuradas es el regadío. España supone casi un tercio de la superficie total regada en la Unión Europea y consume cerca de un 70% de sus fuentes de agua convencionales en el riego de los cultivos (Lopez-Gunn *et al.*, 2013). En el caso de las aguas reutilizadas, en el año 2006 se emplearon un 71% en riego agrícola y aproximadamente un 18% para usos ambientales, sobre un total

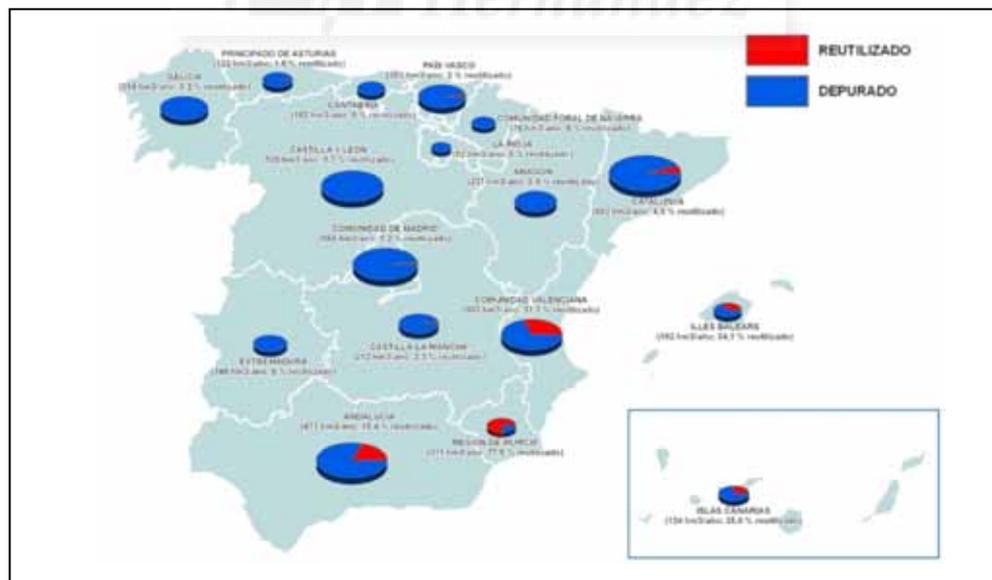


Figura 10. Caudales depurados y reutilizados en España. Fuente: Entitat de Sanejament d'Aigües (EPSAR).

de 368 hm³ (Danés, 2010). En el uso de aguas residuales depuradas destacan a nivel autonómico la Comunidad Valenciana y Murcia (Figura 10), dado que entre las dos comunidades emplean el 64% del total de agua reutilizada en España (EPSAR-Generalitat Valenciana, 2012). Así pues, queda patente que las regiones áridas y semiáridas de la costa mediterránea, más vulnerables a la escasez de agua, son las que presentan mayor tendencia al uso de fuentes de agua no convencionales, dedicándolas principalmente al riego agrícola.

2.2.2. Gestión de los lodos de depuradora

El cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE supuso un incremento sustancial en la generación de los subproductos de la depuración de aguas residuales. La producción anual de lodos de depuradora aumentó cerca de un 50% en los países pertenecientes al UE-15, de 6,5 millones de toneladas de biosólidos secos en 1992 a 9,8 millones de toneladas de en 2005, y se estima que con la implementación de la directiva en los países del UE-12 la producción en la Unión Europea excederá los 13 millones de toneladas de biosólidos secos (Kelessidis y Stasinakis, 2012). España contribuye significativamente a la producción de lodos de depuradora en el seno de la UE, siendo junto a Alemania, Reino Unido, Francia e Italia uno de los principales productores (Kelessidis y Stasinakis, 2012). Como se puede observar en la Figura 11, la producción española prácticamente se dobló en el periodo comprendido entre 1997 y 2009, siendo Cataluña, Madrid y la Comunidad Valenciana las comunidades autónomas que más lodos produjeron (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2011). Dado que el grado de conformidad en España de la carga contaminante establecida por esta Directiva 91/271/CEE se situó en el 84% en 2010, cuando debería ser del 100% para 2005 (Observatorio de la Sostenibilidad, 2012a), se espera que la producción de lodos en España aumente con motivo de la implementación de esta directiva.

El incremento en la producción de lodos de depuradora es un ejemplo de la problemática de la gestión de los residuos. El aumento de la población y la concentración en grandes áreas urbanas, junto al incremento en el nivel de vida generó un incremento indiscriminado

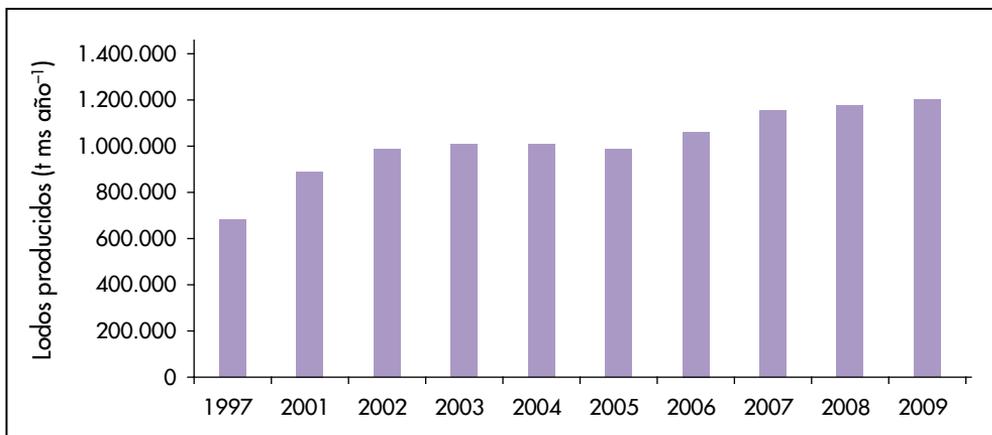


Figura 11. Evolución de la generación anual de lodos de depuradora expresada en base seca. Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2011.

en la cantidad y diversidad de los residuos, rompiendo el ciclo natural y causando efectos perniciosos al medio ambiente por ineficacia en la gestión, irresponsabilidad y falta de concienciación por parte de la sociedad y sus gestores. Reconociendo el perjuicio actual y potencial causado para el medio natural y antrópico, la legislación europea introdujo normativas que, de manera progresiva y obligatoria, establecían criterios de protección, prevención y mitigación frente a los problemas generados por los residuos.

La primera regulación con respecto al uso de los lodos de depuradora fue la Directiva 86/278/CEE (Consejo Europeo, 1986), que reguló la aplicación agrícola de este residuo. Este uso junto con el vertido al mar fueron los más frecuentes anteriormente a 1998, mientras que la incineración y la deposición en vertedero eran opciones alternativas (Ødegaard *et al.*, 2002). Sin embargo, la Directiva 91/271/CEE prohibió el vertido al mar, estableciendo la obligatoriedad de aplicar el mejor uso para los subproductos de la depuración, mientras que la Directiva 1999/31 (Consejo Europeo, 1999) fomentó el uso de residuos biodegradables en opciones alternativas a la deposición en vertedero, estableciendo un calendario de reducción para de la deposición de este tipo de materiales. En este contexto y considerando el potencial del lodo de depuradora como fertilizante y aporte de materia orgánica, la aplicación agrícola se convirtió en el uso mayoritario en la Unión Europea. En el año 2008, con el ánimo de eliminar la relación entre crecimiento económico y producción de residuos, la Unión Europea estableció un marco jurídico para la gestión de los mismos a través de la Directiva 2008/98/CE. La Directiva establece una jerarquía de prioridades (Prevención>Preparación para reutilización>Reciclado>Otro tipo de valorización (ej. energética)>Eliminación), la obligatoriedad por parte del productor de los residuos o de terceros a tratar los residuos para su posterior uso o eliminación (especialmente los categorizados como peligrosos), la necesidad por parte de la entidad encargada del tratamiento de los residuos de obtener una autorización de las autoridades competentes de estar capacitada a tal efecto y el fomento de programas y planes estatales de gestión de los residuos. Cabe resaltar que los lodos de depuradora serán gestionados como residuos, por tanto aplicándole esta normativa, siempre que el destino final no sea la aplicación agrícola, dado que para este último caso poseen regulación específica (Tabla 1). En definitiva, la Directiva pretende minimizar la producción y maximizar la valorización de los residuos para preservar los recursos naturales y evitar efectos dañinos para la salud pública y ambiental.

Acorde con los preceptos establecidos por la Directiva 2008/98/CE los países miembros han de elaborar planes y estrategias para la gestión de los residuos, donde describirán el estado actual de la generación y gestión de residuos, los objetivos a alcanzar y las medidas a implementar para llegar a esos objetivos. En el caso de España, actualmente está en vigor el Plan Nacional Integral de Residuos (PNIR) 2008-2015 (Secretaría de Estado de Cambio Climático, 2009), donde se contemplan cuatro categorías en el destino final de los lodos de depuradora: aplicación en suelos agrícolas, valorización en otros suelos u otros tipos de valorización, incineración y depósito en vertedero. Según el modelo actual de gestión de lodos en España, la aplicación en suelos agrícolas es prioritaria sobre el resto de usos, mientras que el depósito en vertedero es la última opción, destino de aquellos residuos donde no es viable una valorización o aprovechamiento alternativo (Figura 12). El PNIR 2008-2015 (Secretaría de Estado de Cambio Climático, 2009) corrobora esta situación se mantendrá, dado que establece como objetivo para 2015 la aplicación agrícola de un 67% de los lodos generados.

Tabla 1. Legislación en la gestión de los lodos resultantes de la depuración de aguas residuales.

Legislación europea	Legislación española	Legislación valenciana
Aplicación agrícola		
Directiva 86/278/CEE sobre protección de los suelos en la utilización de lodos en la agricultura.	* RD 1310/1990 Regulación uso de lodos en el sector agrario.	Asume la legislación estatal.
Borrador de Directiva sobre aplicación agrícola de lodos.	Orden 7 de junio de 2013 sobre utilización de lodos de depuración en el sector agrario.	Orden 29 de marzo de 2000. Código Valenciano de Buenas prácticas agrícolas.
Directiva 91/676/CEE relativa a la protección de las aguas contra contaminación por nitratos.	* RD 261/1996 sobre protección de aguas contra la contaminación por nitratos de fuentes agrícolas.	Decreto 197/2003 II Plan Director de Saneamiento y Depuración
Reglamento (CE) nº 2003/2003 relativo a los abonos.	RD 506/2013 sobre productos fertilizantes (Solo aplicable al compost de lodo).	
Gestión		
Directiva 2008/98/CE sobre residuos.	* Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados, modificado por la Ley 11/2012 y el RDL 17/2012.	Ley 10/2000 de Residuos de la Comunidad Valenciana (Solo de aplicación en determinados casos).
Directiva 91/271/CE sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas.	* RDL 11/1995 sobre normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas y RD 509/1996 que lo modifica.	Orden 29 de marzo de 2000. Código Valenciano de Buenas prácticas agrícolas.
Incineración		
Directiva 2010/75/CE sobre las emisiones industriales (prevención y control integrado de la contaminación).	Ley 5/2013 por la que se modifican la Ley 16/2002 de prevención y control integrado de la contaminación y la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados. RD 653/2003 sobre incineración de residuos, modificado por RD 367/2010.	Ley 2/2006 de Prevención de la Contaminación y Calidad Ambiental (Referente a la operación de depósito).
Vertido		
Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos, desarrollada por la Decisión 2003/33/CE.	* RD 1481/2001 de eliminación de residuos por depósito en vertederos, modificado por el RD 1304/2009 y la orden AAA/661/2013.	

* Transposición de la normativa europea indicada en la misma fila.

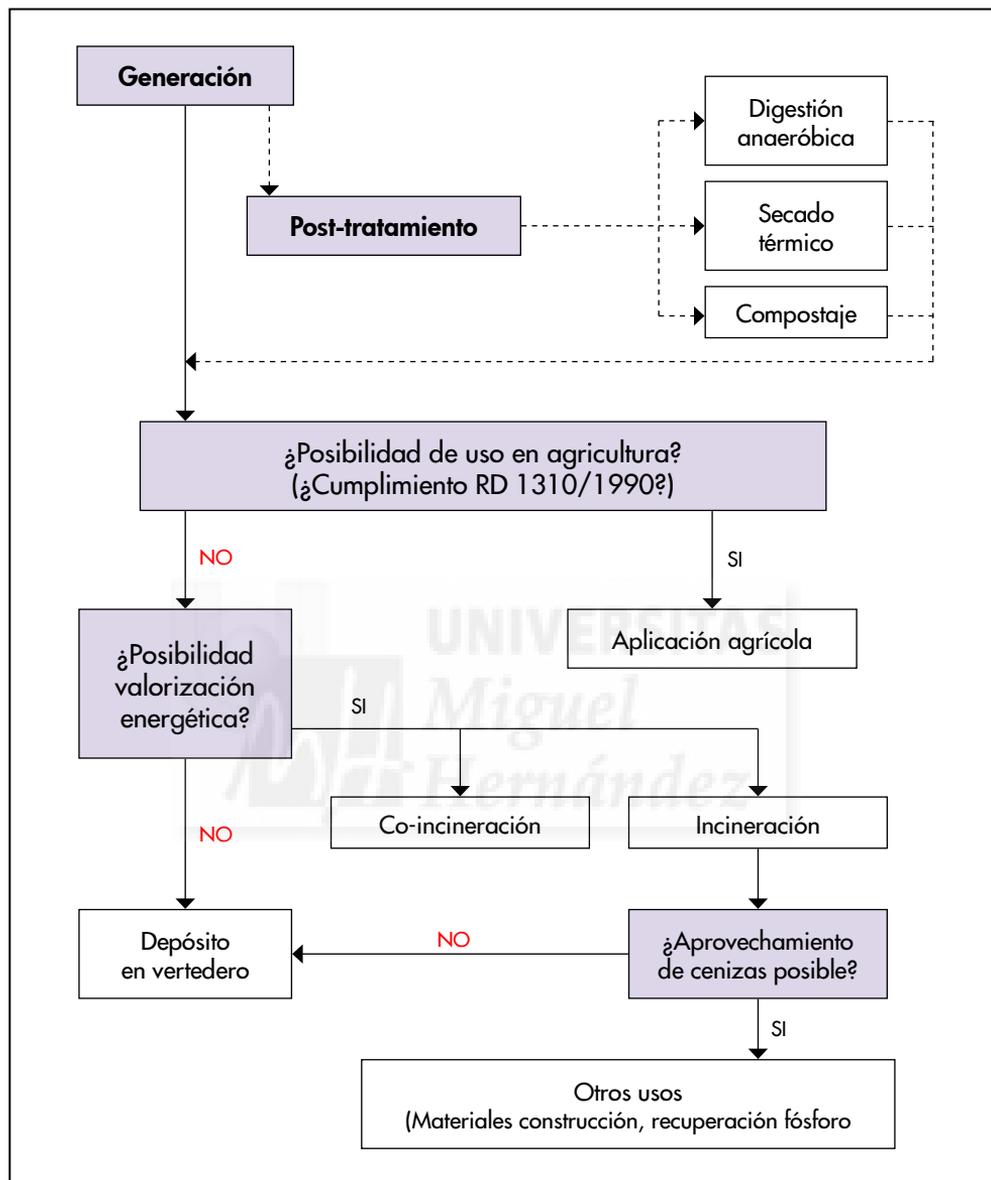


Figura 12. Gestión de lodos de depuración de aguas residuales en España.

2.3. Valorización agrícola de los subproductos de la depuración

2.3.1. *Uso agrícola del agua residual depurada*

Aunque, en líneas generales, el agua residual depurada es considerada un agua de “calidad marginal”, presenta una serie de **ventajas potenciales en su vocación de uso agrí-**

cola. Por “calidad marginal” puede entenderse aquellas fuentes de agua que poseen ciertas características que pueden causar problemas para un propósito determinado (Pescod, 1992). Asumiendo un manejo adecuado a las características y limitaciones de los componentes de los sistemas agrícolas (tipo de cultivo, suelos, etc.) el uso de estas fuentes de agua de baja

Tabla 2. Principales efectos inducidos en el suelo por el riego con agua residual depurada.

Propiedades físicas	
Estabilidad de agregados	+ Mejora de la estructura por aporte de materia orgánica y nutrientes. – Desagregación por alta salinidad de ciertas aguas residuales.
Conductividad hidráulica	– Disminución por el potencial efecto desestructurante de la salinidad aportada por ciertas aguas residuales. – Disminución por repelencia al agua inducida por acumulación de compuestos orgánicos hidrófobos.
Densidad aparente	– Aumento por la obstrucción de los poros por los sólidos en suspensión.
Propiedades químicas	
Carbono orgánico	+ Aumento en los primeros centímetros del suelo por aporte directo del agua residual.
Capacidad Intercambio catiónico	+ Aumento debido al aporte de compuestos orgánicos del agua residual.
pH	± Puede descender o aumentar por oxidación de la materia orgánica o por incremento de cationes básicos (Ca, Mg, Na), respectivamente.
Fertilidad	+ Aumento de macronutrientes (N, P, K, Ca, etc.) por aporte directo. + Aumento de micronutrientes (Cu, Fe, Mn y Zn) por aplicación repetida.
Conductividad eléctrica	± Relación directa entre contenido en sales del agua residual y la CE y contenido de Na en suelos.
Propiedades orgánicas	
Respiración edáfica basal	+ Aumento por incremento en actividad microbiana tras riego prolongado. – Descenso de la actividad microbiana por riego con agua de alta salinidad.
Fosfatasa	+ Aumento por adición de nutrientes con el agua residual
Uresasa	± Puede aumentar o no verse afectada
β-glucosidasa	+ Aumento por adición de carbono orgánico fácilmente degradable.

Fuente: Pescod, 1992; Arienzo *et al.*, 2009; Assouline y Narkis, 2011; Morugan-Coronado, 2011; Cirelli *et al.*, 2012, Singh *et al.*, 2012.

calidad supone una fuente constante y segura de agua, con un coste más competitivo que las aguas procedentes de otro origen, siendo más eficiente que el trasvase desde otras cuencas desde el punto de vista energético, de la huella de carbono y de la conservación de los recursos hídricos (Grant *et al.*, 2012). Así mismo, supone un aporte continuo de materia orgánica y nutrientes, lo cual redundaría en un ahorro en los costes de fertilización y en una potencial mejora del rendimiento del cultivo y las propiedades del suelo (Pescod, 1992; Muyen *et al.*, 2011; Cirelli *et al.*, 2012; Singh *et al.*, 2012). En contraposición, existen una serie de **potenciales efectos adversos** que conviene considerar, como los problemas para la salud pública por presencia de microorganismos patógenos, la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas debido a la elevada concentración de algún elemento o compuesto (NO_3^- , Na, P, etc.) y la presencia de algún constituyente del agua que pueda ser tóxico para los organismos vivos (Rowe y Abdel-Magid, 1995). El suelo es un componente fundamental en los sistemas productivos agrarios, por lo que es importante conocer los efectos específicos que el agua residual depurada tiene sobre el mismo (Tabla 2).

En líneas generales, el aporte de nutrientes y materia orgánica induce la mayor parte de efectos positivos en el suelo, mientras que un elevado contenido en sales genera gran parte de los impactos negativos. De hecho, entre las características del agua de riego de mayor importancia para evitar inducir o agravar procesos de degradación del suelo encontramos: la presencia de metales pesados y microorganismos patógenos, el pH, la conductividad eléctrica (CE), el ratio de adsorción de sodio (RAS) y la concentración de sulfatos (SO_4^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sodio (Na), magnesio (Mg) y calcio (Ca) (Pedrero *et al.*, 2010). Los niveles de estos parámetros orientan acerca de la frecuencia y el volumen de agua de riego con la que se puede regar, así como el tipo de cultivo recomendable a emplear (ej. más o menos sensible a la salinidad). A modo de ejemplo, las aguas residuales depuradas en la costa mediterránea poseen un contenido medio-alto de sales, por lo que los cultivos seleccionados son aquellos con cierta tolerancia a la salinidad (ej. olivo, higuera, granados, vegetales como la alcachofa, alfalfa, etc.) (de Paz *et al.*, 2011).

Por todo lo comentado anteriormente, el agua residual depurada supone una fuente de recursos hídricos que tiene un impacto positivo en la producción agrícola, siempre que su uso se adecue a las características del entorno.

2.3.2. *Uso agrícola de los lodos de depuradora*

Dentro de los posibles **usos de los lodos** resultantes de la depuración de aguas, la **aplicación agrícola es la más frecuente**. De hecho, la aplicación de los lodos de depuradora en el sector agrícola cuenta con apoyo institucional a diferentes escalas. La Comisión Europea estipuló que, siempre que no planteara riesgos para el medio ambiente ni para la salud humana o animal, ésta opción era la más ecológica (Comisión de las Comunidades Europeas, 2003). Por otra parte, el gobierno español recoge en los objetivos del PNIR 2008-2015 que la mayor parte de los lodos generados a nivel estatal (68%) durante ese periodo tienen como fin su aplicación agrícola, por tanto reconociendo la idoneidad de esta vocación de uso. Estos objetivos son replicados a nivel autonómico, como puede observarse, por ejemplo, en el “II Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana”. Adicionalmente, estrategias de gestión de otras problemáticas ambientales, como sería el caso

de “La Estrategia Climática Valenciana ante el Cambio Climático”, incorporan medidas que incentivan el uso de lodos de depuradora.

La **aplicación de lodos de depuradora** en suelos agrícolas se considera óptima debido a los múltiples **beneficios para el sistema suelo-planta**. La aplicación de los lodos depuradora en terrenos agrícolas puede llevarse a cabo sobre o por debajo de la superficie del suelo, bien sea mediante espolvoreo, inyección o incorporación de los biosólidos, incluyendo el material derivado de los mismos como el lodo compostado. Estos materiales se caracterizan por un elevado porcentaje de materia orgánica, así como por altos valores de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo (Tabla 3). Los principales beneficios potenciales de la aplicación de lodos de depuradora son (Loveland y Webb, 2003; Wang *et al.*, 2008; Soriano-Disla *et al.*, 2010a; Song y Lee, 2010):

- El incremento de los niveles de materia orgánica en el suelo.
- La mejora de las propiedades del suelo. En concreto:
 - *Físicas*: contribución a la estabilidad estructura (formación de agregados), la penetración y retención del agua, el intercambio gaseoso.
 - *Químicas*: aumento de la capacidad de cambio y fomento de la biodisponibilidad de determinados elementos como Fe, Mn y Cu mediante complejos orgánicos.
 - *Biológicas*: incremento de la actividad microbiana y enzimática.

Tabla 3. Composición media de los lodos de depuradora de España y de la Comunidad Valenciana.

Parámetro	Unidades	España ¹	Comunidad Valenciana ²
pH	-	7,0 ± 0,7	6,5 ± 0,5
CE	dS m ⁻¹	6,0 ± 1,7	2,4 ± 1,8
Nitrógeno	%	4,0 ± 0,9	4,7 ± 1,4
Carbono orgánico _{TOT}	%	35 ± 6	33 ± 6
Relación C/N	-	9 ± 2	6 ± 2
Fósforo _{TOT}	%	1,8 ± 0,5	0,9 ± 0,3
Calcio _{TOT}	g kg ⁻¹	53 ± 21	76 ± 37
Magnesio _{TOT}	g kg ⁻¹	6,7 ± 2,0	7,9 ± 6,5
Potasio _{TOT}	g kg ⁻¹	4,0 ± 1,4	3,3 ± 1,8
Sodio _{TOT}	g kg ⁻¹	1,4 ± 0,8	2,6 ± 3,9
Cinc _{TOT}	mg kg ⁻¹	800 ± 435	941 ± 1429
Cobre _{TOT}	mg kg ⁻¹	285 ± 115	427 ± 467
Hierro _{TOT}	g kg ⁻¹	20 ± 11	13 ± 24
Manganeso _{TOT}	mg kg ⁻¹	-	129 ± 91
Cadmio _{TOT}	mg kg ⁻¹	0,5 ± 1,4	8,1 ± 16,1
Cromo _{TOT}	mg kg ⁻¹	485 ± 1745	544 ± 3139
Níquel _{TOT}	mg kg ⁻¹	65 ± 75	51 ± 121
Plomo _{TOT}	mg kg ⁻¹	90 ± 60	137 ± 109
Mercurio _{TOT}	mg kg ⁻¹	1,2 ± 0,5	0,9 ± 1,0

¹ Fuente: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009.

² Fuente: Pérez-Murcia y Moreno, 2008.

- La mejora de la nutrición, de manera directa (aplicación) e indirecta (mejora de la fertilidad potencial del suelo), así como de los rendimientos de los cultivos.
- La protección y mejora de suelos degradados, dado que previene la erosión, devuelve el suelo a un estado productivo y mejora su apariencia estética.
- El ahorro en los insumos de producción del cultivo, dado que la fertilización habitual puede ser substituida y/o complementada con el lodo aplicado
- La disminución de los costes de económicos y energéticos referidos a la gestión de los lodos de depuradora como residuo.
- El potencial para mejorar la capacidad del suelo para el secuestro de carbono.

Varios de los efectos beneficiosos de la aplicación de lodos de depuradora anteriormente comentados, están relacionados con el incremento de los niveles de carbono orgánico en el suelo. La materia orgánica se considera una pieza clave en las funciones de los ecosistemas asociados al medio edáfico (Manlay *et al.*, 2007). Por tanto, la adición de enmiendas orgánicas en el suelo puede generar una retroalimentación positiva en la cual las condiciones del medio edáfico sean mejoradas (Figura 13).

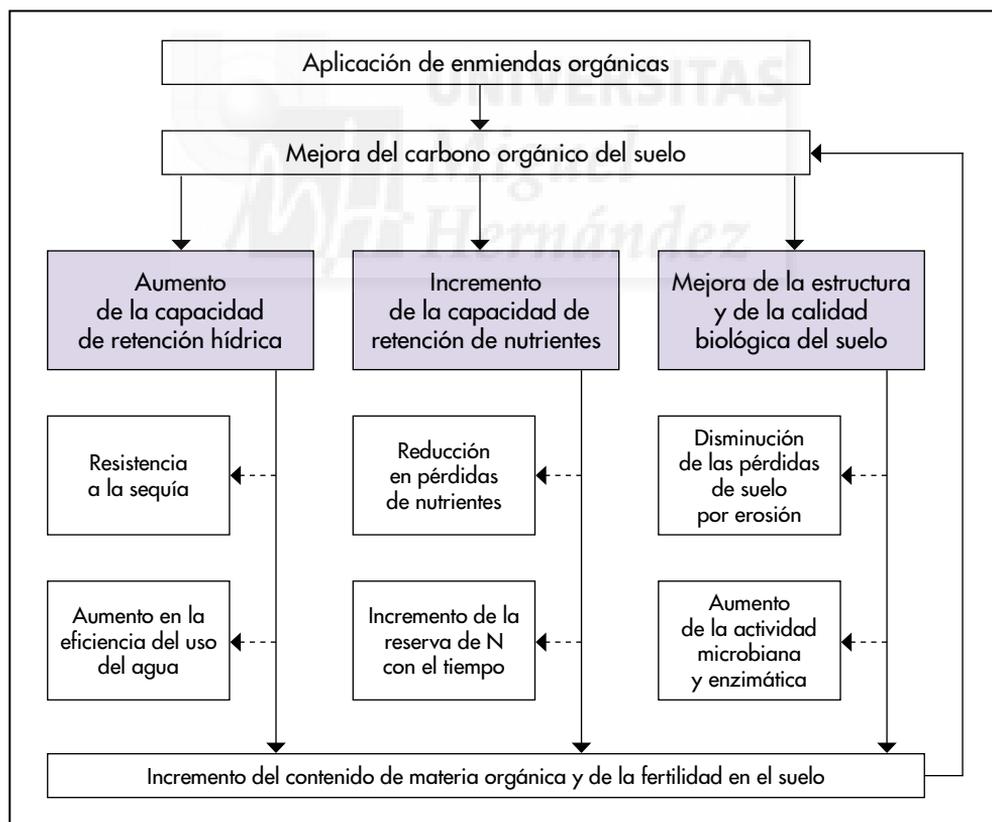


Figura 13. Efectos del incremento en el contenido de materia orgánica y la fertilidad en el suelo por mejora de los niveles de carbono orgánico. Fuente: Diacono y Montemurro, 2010.

Existen también una serie de **efectos negativos asociados** con la aplicación agrícola de los lodos de depuradora, que restringen y condicionan su aplicación en el suelo. En este sentido se pueden llegar a encontrar los siguientes efectos (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008; Moral y Muro, 2008; Smith, 2009b; Soriano-Disla, 2010):

- Excesivo contenido de nutrientes (N y P), que puede contaminar las aguas subterráneas.
- Aplicación de materia orgánica no suficientemente estabilizada, que puede favorecer la aparición de olores desagradables, generar condiciones adversas para el desarrollo de la planta (disminución de la concentración de O₂ y creación de ambientes reductores) e inducir la degradación del carbono endógeno (“priming effect”).
- Presencia de metales pesados que, dependiendo de su concentración y la naturaleza de la materia orgánica, pueden inducir toxicidad en los organismos vivos (microorganismos, organismos vegetales, etc.) en el lugar de aplicación así como en otros a través de las aguas superficiales o subterráneas.
- Adición de microorganismos patógenos presentes en los lodos de depuradora que pueden perjudicar al sistema suelo-planta y también a la salud humana, a través del consumo directo o indirecto por presencia en animales o plantas.
- Presencia de compuestos orgánicos tóxicos (ej. plaguicidas), que pueden llegar a ser transportados mediante las aguas superficiales o subterráneas, y acumularse en los organismos vivos.
- Incremento de los niveles de salinidad, que puede afectar a la estructura del suelo y al crecimiento de la planta.

Cabe comentar que la mayor de estos efectos pueden reducirse hasta umbrales considerados como seguros o aceptables, si se tienen en cuenta factores como: dosis de aplicación; tipo de cultivo; características del material a aportar y del suelo receptor; condiciones ambientales del lugar donde se realiza la aplicación y momento del año en que se produce; y prácticas culturales realizadas. De todos los efectos potenciales de carácter negativo destaca la presencia de metales pesados. En principio, en la fase de post-tratamiento de los lodos los microorganismos patógenos pueden ser eliminados o reducidos, la materia orgánica es estabilizada y el contenido nutricional puede descender (Noble y Roberts, 2004). Así mismo, en la actualidad, los contaminantes orgánicos presentan un riesgo para la salud bajo, dado el estricto control de las fuentes emisoras de los contaminantes (Smith, 2009b). Sin embargo, los metales pesados pueden acumularse en el suelo y tener importantes consecuencias para la calidad de la cadena trófica humana, la toxicidad en las plantas y los procesos microbiológicos en el suelo (Smith, 2009a). El término “metal pesado” se refiere a elementos con densidad mayor de 5 g cm⁻³ (Adriano *et al.*, 2005) y es relativamente impreciso en cuanto a su sentido biológico, dado que engloba elementos requeridos en pequeñas cantidades para la supervivencia de los seres vivos (oligoelementos, ej. Cu, Fe, Mn, Zn) así como elementos sin función biológica esencial atribuida (ej. Cd, Hg, Pb) (Rodríguez *et al.*, 2009). Fruto del principio de precaución, la directiva que regula la aplicación de los lodos de depuradora en el sector agrario (Directiva 86/276/CE), condiciona la cantidad máxima de lodos a aplicar en función del contenido en metales pesados. Establece límites en la concentración admitida en la composición de los lodos, del suelo receptor de la enmienda, así como establece una tasa

Tabla 4. Contenido medio de metales pesados en los suelos de Alicante y España, así como umbrales legislativos (Directiva 86/278/CEE) para considerar un suelo apto como receptor de lodos de depuradora.

Metales Pesados (mg kg ⁻¹ ms)	Alicante ¹	España ¹		Directiva 86/278/CEE ²	
		pH<7	pH>7	pH<7	pH>7
Cd	0,24	0,15	0,26	1	3
Cr	20	29	27	100	150
Cu	35	20	20	50	210
Hg	0,04	0,07	0,06	1	1,5
Ni	14	21	20	30	112
Pb	18	22	19	50	300
Zn	58	58	53	150	450

¹ Fuente: Rodríguez *et al.*, 2009.

² Fuente: Consejo Europeo, 1986.

de aplicación máxima para los metales pesados añadidos en un periodo de 10 años (Consejo Europeo, 1986). Acorde a un reciente estudio, los suelos españoles se encuentran por debajo de estos umbrales legislativos, por lo que presentan un gran potencial como receptores de enmiendas orgánicas de lodos de depuradora (Rodríguez *et al.*, 2009) (Tabla 4). En este mismo estudio se alcanzan otras conclusiones importantes, como que el nivel de materia orgánica en la mitad de los suelos era inferior al 1,7% (riesgo real de desertificación) y que los lodos requieren un tratamiento previo a su aplicación por la presencia de patógenos. Uno de los tratamientos que en mayor medida reduce y/o elimina los potenciales problemas de la aplicación de los lodos de depuración es el compostaje.

2.3.3. Compostaje de los lodos de depuradora y usos potenciales

El **compostaje** es un proceso biológico y dinámico que se desarrolla en condiciones aerobias mediante el cual el sustrato inicial (materia orgánica, nutrientes, agua, etc.) se transforma en un producto más higiénico (libre de microorganismos patógenos) y estabilizado (rico en sustancias húmicas), debido al desarrollo de temperaturas termófilas en la degradación del sustrato orgánico. Los factores que afectan al proceso de compostaje se clasifican en aquellos que se determinan y corrigen al inicio del mismo (tamaño de partícula, relaciones C/N y C/P, nutrientes y materia orgánica) y los que son medidos y adecuados durante el proceso (temperatura, pH, aireación y espacio libre), estando influenciados ambos tipos de factores por las condiciones ambientales, el tipo de residuo a tratar y el sistema de compostaje elegido (Bueno *et al.*, 2008). En lo que se refiere a las tecnologías de compostaje, encontramos diversas clasificaciones en función de la movilidad del sustrato (dinámicos y estáticos) y el aislamiento del material a compostar con respecto al exterior (abiertos, semi-cerrados y cerrados) (Chica y García, 2008). A lo largo del proceso de compostaje se reconocen 4 fases asociadas a intervalos de diferente temperatura (Moreno y Mormeneo, 2008): mesófila (10-40°C), termófila (40-70°C), enfriamiento y maduración. Durante la primera de ellas, las

bacterias con metabolismo oxidativo y fermentativo son las que alcanzan mayores niveles a expensas de compuesto fácilmente degradables. A continuación, en la fase termófila, proliferan exclusivamente microorganismos termotolerantes y termófilos (ej. diversos *Bacillus* sp.), inhibiéndose y eliminándose la presencia de microorganismos patógenos. Finalmente, en la fase de enfriamiento y de maduración, el sustrato es recolonizado predominantemente por hongos y actinomicetos capaces de degradar compuestos complejos, siendo las comunidades microbianas más estables y complejas conforme pasa el tiempo. De esta manera el sustrato final alcanza un grado de humificación mayor, en un proceso similar al que ocurriría de manera natural. Todo este proceso, en términos de adecuada madurez y estabilidad para su aplicación, tiene una duración de entre 40 y 50 días (Soriano-Disla *et al.*, 2010b).

Existen ciertos **rasgos diferenciadores entre los lodos de depuradora compostados y sin compostar** que conviene considerar de cara a llevar a cabo un manejo adecuado según el uso deseado. Las principales ventajas del compost de biosólidos respecto a su forma sin compostar son la estabilidad de la materia orgánica, su acción como fertilizante de liberación lenta y su mayor nivel de higienización. Uno de los potenciales problemas de la aplicación de los lodos de depuradora es el consumo del carbono endógeno del suelo al que se aplica la enmienda, también conocido como “primming effect” (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008). La tasa de consumo de carbono está relacionada la madurez de materia orgánica introducida más que con la cantidad aplicada al suelo, así como con el tamaño que posean las partículas orgánicas (Vidal-Beaudet *et al.*, 2012). En este sentido el lodo compostado presenta mejores características, dado que es rico en compuestos húmicos cuya mineralización es mucho más progresiva, por tanto evitando el “primming effect”. Así mismo, el aporte al suelo de una mayor proporción de compuestos húmicos favorece la estructura del suelo, dado que la interacción y adsorción de estos compuestos con las arcillas los estabiliza y previene su degradación y descomposición, creando una asociación a largo plazo que es la base de la estructura de los agregados del suelo (Richard, 2005). Otro aspecto a considerar es la proporción de nitrógeno orgánico, que es liberado progresivamente en el medio rizosférico. El compost posee una mayor proporción de este elemento, disminuyendo así el riesgo de contaminación por lixiviación de nitratos (Gil *et al.*, 2011). Adicionalmente, en el caso del material compostado, la carga de microorganismos patógenos y de compuestos orgánicos tóxicos se ve reducida considerablemente, mientras que la biodisponibilidad de los metales pesados disminuye con respecto a los niveles del material inicial (Barker y Bryson, 2002; Noble y Roberts, 2004; Smith, 2009a). En contrapartida, a favor del uso de los lodos de depuradora sin compostar encontramos un potencial fertilizante mayor y un menor coste económico. La capacidad fertilizante del compost no es muy elevada debido a su estabilidad, por lo que general se le suele considerar un fertilizante diluido y de liberación lenta, siendo en la mayoría de casos necesaria su complementación con abonos inorgánicos (Moral y Muro, 2008; Mosquera-Losada *et al.*, 2010). Acorde al “Código de Buenas Práctica de la Comunidad Valenciana” la tasa de mineralización del nitrógeno en el lodo de depuradora oscila entre un 30-40%, mientras que para el lodo compostado mezclado con otros materiales orgánicos estructurantes se encuentra entre un 10-15% durante el primer año (Moral y Muro, 2008). Así mismo, conviene considerar dentro de los factores de gestión el coste económico de la obtención y aplicación agrícola. En este sentido el coste económico del lodo sin compostar es menor que el del compostado, debido fundamentalmente a los costes de mantenimiento

y operacionales de la planta de compostaje (Soriano-Disla, 2010). Por todo lo comentado anteriormente queda patente que, la decisión del estado de los lodos (compostado o sin compostar) en su valorización debe responder al fin o uso esperado. En el caso de que el interés sea en su aplicación agrícola, meramente para aumentar la productividad de un cultivo al menor coste, la aplicación sin compostar es la opción más lógica. Sin embargo, en caso de que complementariamente o alternativamente al enfoque productivo se pretenda mejorar las condiciones del suelo, entonces la aplicación en la forma compostada es la mejor opción. El uso de lodos compostados de biosólidos presenta un valor añadido: el incremento de los niveles de materia orgánica en el suelo, no solo a corto plazo sino potencialmente a largo plazo, con un grado de confianza mayor. Este factor es de especial importancia para en las regiones mediterráneas si consideramos la susceptibilidad a la degradación que presentan algunos suelos en esas zonas.

La aplicación del compost de lodo de depuradora como enmienda orgánica posee diferentes aptitudes en su uso. Varios estudios indican que el uso de compost de lodo de depuradora genera un incremento en los rendimientos productivos de diferentes cultivos hortícolas, como el maíz [*Zea mays* L.] (Warman y Termeer, 2005), la coliflor [*Brassica oleracea* var. *Botrytis*] (Casado-Vela *et al.*, 2006), pimiento dulce [*Capsicum annuum* var. *annuum*] (Casado-Vela *et al.*, 2007) y el tomate [*Lycopersicon esculentura*, cv. 'Muchamiel'] (Navarro-Pedreño *et al.*, 1996) entre otros. En especies forestales del ámbito mediterráneo, como la encina [*Quercus ilex* L.], el pino carrasco [*Pinus halepensis* L.] y el pino piñonero [*Pinus pinea* L.], el efecto ha sido similar, mostrando adicionalmente que aumenta el porcentaje de supervivencia de estas especies (Larchevêque *et al.*, 2006). También se ha comprobado que este residuo orgánico compostado favorece el desarrollo de otras especies típicas de las regiones mediterráneas, como el romero [*Rosmarinus officinalis* L.] (Cala *et al.*, 2005), o el mirto [*Myrtus communis* L.] (De Lucia *et al.*, 2013). Por tanto, el compost de lodo de depuradora es un material óptimo para favorecer el crecimiento de especies vegetales oriundas o adaptadas a los ecosistemas mediterráneos. Parejo a este efecto, el compost de lodo de depuradora genera una mejora en la calidad del suelo, principalmente mediante el incremento de la materia orgánica y la fertilidad. Por ello, este material se perfila como un mejorador del suelo, capaz de protegerlo frente a procesos degradativos tales como la salinización y la erosión (Tejada *et al.*, 2006; Lahmar y Ruellan, 2007; Lakhdar *et al.*, 2009). De hecho, los efectos beneficiosos inducidos, pueden seguir actuando en el largo plazo a pesar de que las aplicaciones hayan cesado (Diacono y Muntemurro, 2010). Otra de las aptitudes de uso del compost de lodo de depuradora es como sustrato en la producción de plantones viveros. El sustrato habitualmente empleado en la producción de semilleros en viveros es la turba, un recurso no renovable cuyo precio está en alza y cuya disponibilidad no está asegurada en el largo plazo (Abad *et al.*, 2001). Por ello, otros materiales han sido considerados para sustituir a la turba, especialmente aquellos residuos orgánicos con características apropiadas para servir como sustrato de cultivo (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2005). La sustitución de la turba por el compost de biosólidos disminuye el consumo de este recurso no renovable y por tanto ayuda a conservar áreas naturales de gran valor ecológico (Veeken *et al.*, 2005). Recientemente, existe un interés en la aplicación de materiales residuales de bajo coste como fertilizantes orgánicos en los cultivos dedicados en exclusividad a la producción de energía. En este sentido, los lodos de depuradora pueden sustituir parcial o totalmente

a los fertilizantes inorgánicos normalmente utilizados en estos sistemas de producción de bioenergía. De hecho, los primeros estudios a este respecto indican que la sustitución de una fertilización inorgánica a otra orgánica con este material es posible, siendo el retorno obtenido positivo (Song y Lee, 2010; Seleiman *et al.*, 2013a). Actualmente, el conocimiento respecto efecto del compost de lodos de depuradora en la producción de bioenergía es escaso. Los pocos estudios en este sentido, que además usen lodos de depuradora como fertilizante, arrojan resultados favorables, en los que se aprecia una mejora de los rendimientos del cultivo empleado (Seleiman *et al.*, 2013b). Esta vocación de uso es especialmente interesante si se tiene en cuenta que el uso de los lodos compostados de biosólidos en este contexto no presenta riesgos de contaminación en la cadena trófica por metales pesados y que, bajo un adecuado manejo, permite mejorar la calidad de los suelos, lo cual redundaría en una mayor sostenibilidad del proceso. Por todos los motivos anteriores, el uso de los lodos de depuradora en los agrosistemas de producción de energía se presenta como una opción eficiente y sostenible, aunque con escasa información sobre la que basar una planificación y manejo adecuado.

3. La necesidad de un contexto energéticamente sostenible

3.1. Introducción

De cara a asegurar los recursos que permitan mantener a las poblaciones humanas y sus actividades en un futuro cercano, es imperativa la necesidad de tomar medidas de gestión de los recursos diseñadas conforme a criterios sostenibles y racionales e implementarlas en el corto plazo. Para el año 2050 la población mundial se estima que será de 9,1 mil millones de personas, la concentración de CO₂ atmosférico 550 ppm, la concentración de ozono 60 ppb y las reservas de combustibles fósiles estarán prácticamente agotadas (Jaggard *et al.*, 2010; Saidur *et al.*, 2011a). Asumiendo este contexto, un incremento en la producción de comida y de energía junto con la protección del medio ambiente son de vital importancia en aras de poder satisfacer las necesidades de las futuras poblaciones. La temática energética ha recibido mayor atención y consideración debido a que (Hein, 2005; Sims *et al.*, 2006; Heinimo y Junginger, 2009):

- Los combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural) cubren la mayor parte (más de un 80%) del suministro de energía primaria a nivel mundial.
- El consumo de energía está aumentando a una tasa mayor que el incremento de la población.
- El uso de la energía es de lejos la mayor fuente de contaminación (ej. en el 2007, la contribución a las emisiones de gases de efecto invernadero por parte del petróleo y del gas natural superaron el 60%).
- Hay un deseo y necesidad de reducir la dependencia energética exterior (ej. en el 2007 el 55% de la energía total consumida en los UE-27 fue importada).

Otro aspecto clave que ha contribuido a orientar el futuro modelo energético hacia las energías renovables ha sido el cambio climático, a través de acuerdos internacionales como el Protocolo de Kyoto. Por cambio climático entendemos una variación en el estado del clima, identificable a raíz de un cambio en el valor medio de sus propiedades y que persiste durante

un periodo prolongado (decenios o más), bien sea por causa de la actividad humana o por la variabilidad natural (IPCC, 2007). Este fenómeno ha sido estudiado durante las pasadas décadas por un panel de expertos con el objeto de poder determinar la ocurrencia e implicaciones del mismo, así como las posibles acciones a tomar. Las principales conclusiones de su reunión de 2007 fueron (IPCC, 2007):

- El calentamiento global es unívoco, como se desprende del aumento promedio de la temperatura del aire y del océano, de la fusión generalizada de nieves y polos y del aumento del promedio mundial del nivel del mar.
- El aumento observado del promedio mundial de las temperaturas desde mediados del siglo XX se debe en su mayor parte, muy probablemente, al aumento observado de las concentraciones de gases de efecto de origen antrópico.
- En los próximos dos decenios se espera que el incremento de la temperatura sea de 0.2°C por decenio.
- Las costas estarán expuestas a mayores riesgos, en particular erosión, por efecto del cambio climático y del aumento del nivel del mar. Así mismo, muchos millones de personas padecerán inundaciones cada año por incremento del nivel del mar.
- Se espera que el cambio climático intensifique el estrés actualmente padecido en cuanto a la disponibilidad de recursos hídricos. En numerosas áreas semiáridas (como la cuenca mediterránea) padecerán una disminución de los mismos debido a la intensificación de las condiciones existentes (altas temperaturas y sequías), con las consecuentes afecciones en múltiples sectores de la actividad humana (agricultura, suministro hídrico, producción de energía o salubridad).
- La productividad de los ecosistemas mediterráneos, por tanto, disminuirá debido al estrés hídrico adicional.
- Las opciones de adaptación pueden reducir la vulnerabilidad tanto a corto como a largo plazo.
- Las opciones de mitigación pueden reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, pudiendo compensar el crecimiento mundial de las emisiones de estos gases o reducirlas por debajo de los niveles actuales.
- Un desarrollo más sostenible puede potenciar las capacidades de mitigación y de adaptación, reducir por tanto las emisiones y la vulnerabilidad.

Este informe indica que entre las causas del cambio climático se encuentra la actividad humana, así como provee una previsión de los impactos que generará y las medidas que pueden contribuir a aminorar la magnitud de los efectos (Figura 14).

A nivel europeo se asimilaron los acuerdos establecidos en materia de cambio climático y, reconociendo la necesidad de un cambio de paradigma, se aprobó la **Directiva 2009/98/CE, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables** (Parlamento Europeo y de Consejo, 2009). En esta directiva se establecen claramente una serie de objetivos, identificados como la estrategia “20-20-20”:

- Aumentar la contribución de las energías renovables en el consumo final un 20%.
- Incrementar el uso de energías renovables en el sector del transporte un 10% para 2020.



Figura 14. Mapa conceptual de las principales causas, consecuencias, procesos y factores del cambio climático. Fuente: IPCC, 2007.

- Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero en al menos un 20% con respecto a las de 1990.
- Mejorar un 20% la eficiencia energética.

La Directiva 2009/98/CE establece la manera de alcanzar estos objetivos y cómo valorar su cumplimiento. Adicionalmente, indica que los países miembros de la Unión Europea tendrán que elaborar planes de acción respecto al cambio climático. Los objetivos de la estrategia “20-20-20” y las obligaciones derivadas de la implantación de esta directiva fueron incluidos en España mediante el Plan de Energía Renovables (PER) 2011-2020. Así mismo, las comunidades autónomas también han formulado sus planes y estrategias en base a las recomendaciones europeas y estatales, en previsión de los efectos potenciales del cambio climático. Un ejemplo sería la “Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático 2013-2020” (Conselleria d’Infraestructures, Territori, i Medi Ambiente, 2013), donde se especifican toda una batería de objetivos y medidas de mitigación y adaptación. En líneas generales, se trata de estrategias horizontales, multisectoriales y con medidas específicas (Tabla 5).

Tabla 5. Ejemplos de medidas de adaptación y mitigación al cambio climático en la Comunidad Valenciana.

Sector	Medida	Descripción	Acción	Ejemplo de acción
Movilidad y transporte	MO21	Impulsar el desarrollo de infraestructura de biocarburantes para atender la potencial demanda que pueda generarse	A21.1	Impulso instalaciones de producción, almacenamiento y distribución de biodiesel y bioetanol
Urbanismo y vivienda	MO24	Impulsar proyectos de aprovechamiento de fuentes renovables e instalaciones eficientes energéticamente.	A24.2	Actuaciones del Programa de Energías Renovables (Uso directo biomasa térmica)
Agrario	MO34	Promover prácticas agrarias que incrementen el contenido en materia orgánica del suelo o eviten su pérdida.	A34.1	Promover el uso del compost o estiércol como abono o enmienda.
			A34.4	Promover el uso de técnicas de control de la erosión.
	MO37	Reducir las extracciones de turba y materiales afines susceptibles de movilizar el C.Org. secuestrado en la M.O.	A37.1	Promover el uso de materiales alternativos a la turba y al suelo natural en la elaboración de sustratos para uso agrícola y doméstico
	MO41	Fomentar uso de residuos orgánicos generados en actividades externas al sector agropecuario (ej. lodos depuradora) velando por el mantenimiento y mejora de la calidad de estos residuos	A41.2	Fomentar el compostaje de residuos orgánicos seleccionados en condiciones que den lugar a productos de la máxima calidad agronómica.
Sector I+D+i	MO86	Potenciar la investigación en la evaluación de nuevas especies y variedades vegetales para la producción de biocarburantes y biomasa, adaptadas a las condiciones agroecológicas de cada sitio, y optimizando los insumos productivos	A86.1	Programa de concesión de ayudas en materia de fomento de la investigación energética.

Fuente: Conselleria d'Infraestructures, Territori, i Medi Ambiente, 2013

3.2. Obtención de energía a partir de biomasa

La Directiva 2009/98/CE **define biomasa** como: “La fracción biodegradable de productos, desechos y residuos de origen biológico de la agricultura (incluidos vegetales y sustancias animales), actividad forestal e industrias relacionadas, incluyendo la pesca y la acuicultura, así como la fracción biodegradable de desechos industriales y municipales”.

La **biomasa** es la fuente que **contribuye en mayor medida a las energías renovables y se espera que esta tendencia se mantenga en el futuro**. A nivel mundial, la contribución de la bioenergía (energía producida a partir de biomasa) fue de un 10,4% con respecto al uso de energía primaria en 2005/2006 (Archontoulis, 2011), principalmente debido al uso generalizado no comercial en los países en desarrollo (uso doméstico) con un consumo de aproximadamente 48 EJ (Heinimö y Junginger, 2009). En los países industrializados la biomasa se usa tanto para aplicaciones industriales dentro de los sectores de la generación de calor, producción de energía y transporte por carretera, como para la climatización (calefacción) en el sector privado. En los UE-27, la producción de biomasa supuso un 70% de la producción de energía renovable en 2007 (Eurostat, 2010), mientras que en los Estados Unidos de América supuso un 50% del total de las energías renovables en 2009 (Boundy *et al.*, 2010). La contribución de las energías renovables en España durante los últimos años ha crecido notablemente en términos de consumo de energía primaria, pasando de 6,3% en 2004 a alcanzar el 11,3% en 2010 (IDEA, 2011), siendo la biomasa la energía renovable que contribuyó en mayor medida con un 4,2% (Figura 15).

La producción total a nivel mundial de energía a partir de biomasa es discutible, dadas las estimaciones llevadas a cabo por diferentes autores, pero en la mayor parte de casos se encuentra entre 150 y 500 EJ (Heinimö y Junginger, 2009; Panoutsou *et al.*, 2009; Archon-

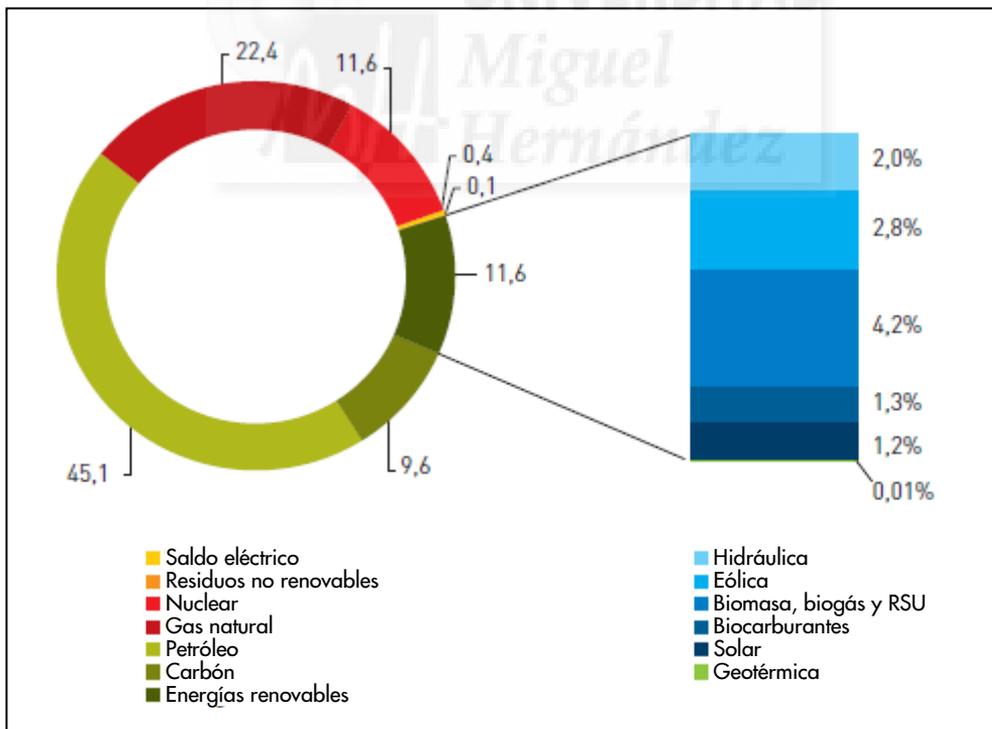


Figura 15. Aportación de energías renovables al consumo de energía primaria en España (%) en el año 2011. Fuente: Observatorio de la Sostenibilidad, 2012b.

toulis, 2011; Haberl *et al.*, 2011). Si son incluidas restricciones de producción, como el agua de riego, criterios de sostenibilidad y el impacto del cambio climático en la producción del cultivo, entonces la estimación para 2050 disminuye hasta el rango comprendido entre 126 y 216 EJ (Beringer *et al.*, 2011). En Europa, asumiendo que se respetan los condicionantes requeridos para una producción de biomasa ambientalmente sostenible y que puede aprovecharse todo el potencial sin restricciones económicas y logísticas, se estima que para el año 2030 el 10,5% del consumo bruto de energía podría cubrirse solamente con la biomasa, evitando la emisión de entre un 11% y un 13% del volumen total de emisiones de gases de efecto invernadero en la UE-25 en 1990 (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2011). Dado que los residuos obtenidos de la agricultura y silvicultura es muy probable que no aumenten en el futuro se espera que las necesidades en cuanto a biomasa provengan de cultivos dedicados a la producción de energía (Bentsen y Felby, 2012).

La obtención de energía a partir de la biomasa posee las siguientes ventajas (Sims *et al.*, 2006; Archontoulis, 2011; Saidur *et al.*, 2011b):

- La biomasa como materia prima proviene de múltiples orígenes (cultivos, bosques, residuos, desechos orgánicos, deposiciones animales, etc.), por lo que su disponibilidad está asegurada en la mayor parte de zonas del mundo.
- Se trata de un combustible versátil, capaz de ser transformado mediante la tecnología actual en otros, bien sea en forma gaseosa, líquida o sólida.
- Todos los productos que son obtenidos mediante el procesamiento de sustancias petroquímicas pueden ser producidos a partir de biomasa.
- La producción de energía a partir de la biomasa posee un balance de emisión de carbono neutro, por tanto reduciendo significativamente las emisiones en comparación con los combustibles fósiles (las emisiones netas de carbono por unidad de bioenergía son de 10 a 20 veces menores).
- La producción de bioenergía, así como las actividades asociadas a la misma, incentivan la economía regional. De esta manera, se promueve la creación de puestos de trabajo en áreas rurales y, por tanto, se contribuye a la disminución del éxodo rural.
- En comparación con otras energías renovables, como la fotovoltaica o la eólica, la producción de energía a partir de biomasa supone menores problemas en cuanto al almacenamiento de la energía producida, así como es menos dependiente en cuanto a los cambios a corto plazo de la meteorología.
- Desde el punto de vista ambiental y siempre considerando un manejo adecuado, favorece la protección frente a procesos degradativos (erosión, salinización, contaminación de las aguas, etc.), incrementa la biodiversidad y mejora la calidad de los suelos ubicados en zonas degradadas.

Respecto a los **tipos de fuente de biomasa**, es posible establecer una primera división en función de si su gestión y utilización se orienta exclusivamente a la producción de energía (fuentes primarias), o bien son subproductos de otra actividad (fuentes secundarias). Dentro de las fuentes primarias encontraríamos los cultivos energéticos y las explotaciones forestales con fines energéticos, mientras que en las fuentes secundarias englobaríamos la biomasa seca procedente de los sectores agrícola (ej. paja, caña poda), forestales (ej. ramas y árboles) e industriales (ej. serrín, hueso de oliva). La extracción y gestión de la biomasa forestal

primaria y secundaria resulta extremadamente complicada en España en comparación con la biomasa agrícola debido a factores físicos (orografía), legales (propiedad), tecnológicos (mecanización), económicos (logística) y de manejo (inventariado de bosques) (Daniel y Rezeau, 2010). Debido a esta situación, la producción de energía a partir de biomasa con origen agrícola, como los cultivos energéticos, ha centrado en mayor medida los esfuerzos productivos.

3.3. Cultivos energéticos: definición, características y tipos

Un **cultivo energético** es aquel cuya cosecha va destinada a la producción de energía, concentrando una gran cantidad de biomasa por unidad de superficie, en aras de requerir la menor superficie agrícola posible para garantizar un suministro de manera competitiva (Ciria, 2010). En este sentido, se diferencia de la biomasa secundaria en que el objetivo que se persigue es la máxima producción de energía con el menor coste e impactos ambientales, en lugar de la obtención de la máxima producción del cultivo. Teniendo en cuenta esta consideración, un cultivo energético debe reunir las siguientes **características** para considerar que tiene una buena aptitud para la producción de biomasa (Fernández-González, 1996):

- El coste la unidad energética debe de ser económicamente viable en relación a la de los combustibles fósiles.
- Tener la capacidad de desarrollarse en tierras no destinadas a la producción de alimentos (tierras marginales, degradadas o no productivas).
- Las características de la biomasa producida deben de ser adecuadas para su utilización como biocombustible.
- El balance energético debe de ser positivo, de manera que la energía contenida en el biocombustible producido sea superior a la gastada para producirlo.
- El impacto ambiental al finalizar el cultivo debe ser positivo con respecto a la situación inicial (ej. mejora de la calidad del suelo empleado).
- Debe poder emplearse la maquinaria agrícola convencional en su explotación.
- Ha de poseer un crecimiento rápido y mantenido durante el ciclo vital, con elevada eficiencia fotosintética.
- La eficiencia de asimilación de nutrientes, especialmente de nitrógeno debe ser alta.
- Deben de ser especies perennes, con capacidad de rebrote después de una corta anterior.
- Durante el invierno, la planta ha de ser capaz de soportar las heladas y las bajas temperaturas.
- Debe presentar resistencia ante las plagas y ser muy competitivo con las malas hierbas a fin de ahorrar insumos en fitosanitarios.
- Debe ser resistente a la sequía y poseer una alta eficiencia del agua.

Una **característica adicional** deseable en los **cultivos energéticos**, de gran importancia en el contexto del cambio climático y el desarrollo sostenible, es la capacidad de actuar como **sumidero de carbono** (Figura 16). Normalmente, la biomasa generada en superficie es la cosechada con fines productivos. Es precisamente de esta fracción de la planta de la cual se retornará el carbono a la atmósfera en forma de CO₂ una vez obtenida la energía en

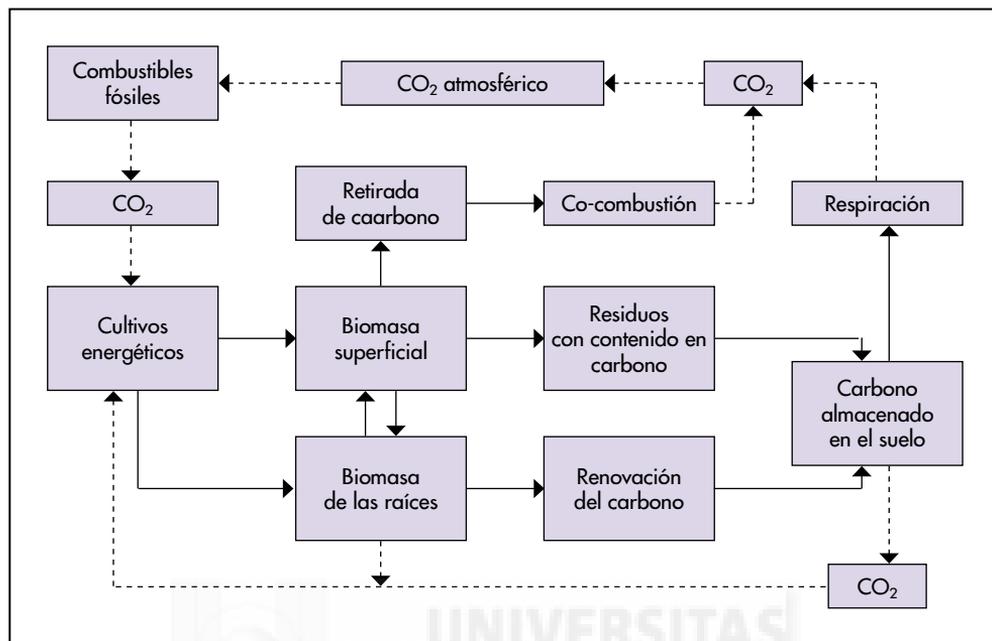


Figura 16. Factores que afectan al secuestro del carbono orgánico en el suelo. Fuente: Lal y Lemus, 2005.

el proceso de combustión. Sin embargo, la biomasa radicular permanece en el suelo, contribuyendo al incremento de las reservas de carbono, tanto de manera indirecta (mejora propiedades biológicas) como directa (restos orgánicos radiculares). Así mismo, aquellos restos de la biomasa superficial no cosechados (ej. deposición en la superficie del suelo) pueden contribuir potencialmente también al secuestro de carbono. Estas dinámicas están condicionadas por diversos factores entre los cuales encontramos las propiedades del suelo, el clima, la fertilización aplicada y las especies vegetales empleadas.

Atendiendo al tipo de biomasa que se puede obtener y el tipo de combustible al que da lugar, encontramos que los cultivos energéticos se dividen en 3 grupos (Fernández, 2009):

- **Cultivos oleaginosos:** productores de aceite para transformar en biodiesel.
- **Cultivos alcoholígenos:** destinados a la producción de bioetanol mediante la fermentación de la biomasa obtenida para sustituir total o parcialmente a la gasolina.
- **Cultivos lignocelulósicos:** como productores de biocombustibles sólidos con fines térmicos y/o eléctricos, o para la producción de biocarburantes de segunda generación para la obtención de bioetanol por vía enzimática o bioetanol/biocarburantes por termoconversión.

Dentro de los cultivos lignocelulósicos encontramos a su vez dos subtipos en base a la naturaleza de la especie vegetal: los cultivos lignocelulósicos herbáceos y los cultivos leñosos de rotación corta (Lal y Lemus, 2005). La Tabla 6 muestra especies consideradas como cultivos energéticos, incluyendo algunas especies arbóreas.

Tabla 6. Cultivos lignocelulósicos para la producción de energía

Nombre científico	Nombre común
Herbáceos	
<i>Arundo donax</i> L.	Caña de Provenza*
<i>Avena sativa</i> L.	Avena
<i>Brasica carinata</i> A.	Mostaza etíope*
<i>Brasica napus</i> .	Colza
<i>Cannabis sativa</i>	Cáñamo
<i>Carthamus tinctorius</i>	Cártamo*
<i>Cynara cardunculus</i> L.	Cardo*
<i>Glycine max</i>	Soja*
<i>Helianthus annuus</i>	Girasol*
<i>Hibiscus cannabinus</i>	Kenaf*
<i>Hordeum vulgare</i> L.	Cebada
<i>Linum usitatissimum</i>	Lino*
<i>Miscanthus</i> spp.	Miscanto*
<i>Opuntia-ficus indica</i>	Chumbera
<i>Phalaris arundinacea</i>	Phalaris
<i>Ricinus communis</i>	Ricino
<i>Saccharum officinarum</i>	Caña de azúcar
<i>Solanum tuberosum</i>	Patata
<i>Sorghum bicolor</i> L.	Sorgo*
<i>Triticosecale</i>	Triticale
<i>Triticum aestivum</i> [L.] Thell.	Trigo
<i>Zea mays</i>	Maíz
Leñosos	
<i>Eucalyptus</i> spp.	Eucalipto*
<i>Paulownia</i> spp.	Paulownia
<i>Populus</i> spp.	Chopo*
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	Robinia
<i>Salix</i> spp.	Sauce
<i>Ulmus pumila</i>	Olmo de Siberia

* Especies aptas para la región Mediterránea. Fuentes: Agencia Europea de Medio Ambiente, 2010; Archontoulis, 2011; Robledo y Correal, 2013.

3.4. Descripción del cultivo energético estudiado: el cardo.

3.4.1. Origen y distribución de la especie

El cardo (*Cynara cardunculus* L.), es una especie herbácea diploide ($2n = 34$) perenne, perteneciente a la familia de las Asteráceas (Compuestas), como otras especies como el cártamo o el girasol. Esta especie comprende tres taxones (Raccuia *et al.*, 2004a): *C. car-*

dunculus L. ssp. *Scolymus* (L) Hegi (= *C. scolymus* L., alcachofa), *C. cardunculus* L. var. *altilis* DC (cardo cultivado) y *C. cardunculus* L. var. *sylvestris* Lam. (cardo salvaje o silvestre). Tanto la alcachofa como el cardo cultivado son el resultado de la domesticación del cardo silvestre en el área mediterránea, encontrándose el origen probablemente en Italia o el norte de África y expandiéndose, en el caso del cardo cultivado, a la península Ibérica principalmente (Gatto *et al.*, 2013). Una vez en la península fue exportado por los colonizadores a Sudamérica (México, Uruguay, Chile, Argentina), encontrándose actualmente naturalizado en esos lugares, junto con California y Australia. En lo sucesivo y salvo mención expresa el uso de la palabra “cardo” denotará o será equivalente a “cardo cultivado”

3.4.2. *Características morfológicas*

El cardo presenta un sistema radicular pivotante, constituido por una o varias raíces principales, muy gruesas y profundas, que pueden llegar hasta los 2 metros de longitud. De las raíces principales se originan raicillas secundarias, con un hábito de crecimiento más horizontal, de forma que permiten la exploración de un mayor volumen de suelo (Figura 17-A). Las hojas tienen una nerviación principal muy marcada y son de color verde, en el haz, y blanquecinas, en el envés. A esta característica se debe su nombre científico (cynara=ceniza). Las hojas en la roseta basal son pecioladas, muy largas (más de 50 x 35 cm), usualmente muy divididas. Los segmentos son desde ovalados a lineares/lanceolados, con espinas amarillas rígidas de entre 15 y 35 mm en el ápice y agrupadas en la base. Con respecto a las estructuras reproductivas (tallo e inflorescencias)(Figura 17-B), los tallos o escapos florales son erectos, cilíndricos y pilosos con una altura que pueden llegar a los 2 metros de altura aunque usualmente mide de 0,75 a 1,5 metros. Las hojas del tallo son alternas, sésiles y de menor tamaño que en la roseta basal. En la base de los tallos se encuentran yemas que permanecen vivas en el verano, permitiendo el rebrote en otoño. Las flores se hallan agrupadas en grandes capítulos globulares (hasta 8 cm de diámetro), hallados al final de las ramificaciones, llegando hasta un total de 16 en cada planta aunque podría llegar hasta 50 (Figura 17-C, D, E). Las brácteas del involucre son desde ovales a elípticas, estrechándose gradualmente o súbitamente en una púa, que puede ser purpurea. La corola puede ser azulada, liliácea o blanquecina. Los aquenios, comúnmente identificados como “semillas” son brillantes y con manchas marrones con unas dimensiones de 6–8 mm x 3–4 mm (Figura 17-F). Las proporciones en base seca, en su valor medio son de un 20% para las hojas basales, un 13% para las hojas del tallo, un 34% para los tallos y las ramas y un 33% para los capítulos (10% aquenios, 7% pelos y vilanos y 16% involucre y receptáculo) (Fernández, 2005).

3.4.3. *Ciclo de desarrollo*

El cardo es una especie muy bien adaptada a las condiciones xerotérmicas del sur de Europa. Acorde a la reciente descripción y codificación según la escala BBCH de los estados de desarrollo del cardo (Archontoulis *et al.*, 2010b), el ciclo vital del cardo se inicia a partir de la germinación de las semillas (Estadio principal 0). El estadio latente en el que se encuentran las semillas finaliza al producirse fluctuaciones de temperatura en el entorno, momento en el cual la síntesis de giberelinas es estimulado y la sensibilidad al ácido abscísico es disminuida, induciendo por tanto la germinación de las semillas (Huarte y Benech-Arnold, 2010). A partir de ese momento se produce un desarrollo foliar con considerable velocidad hasta

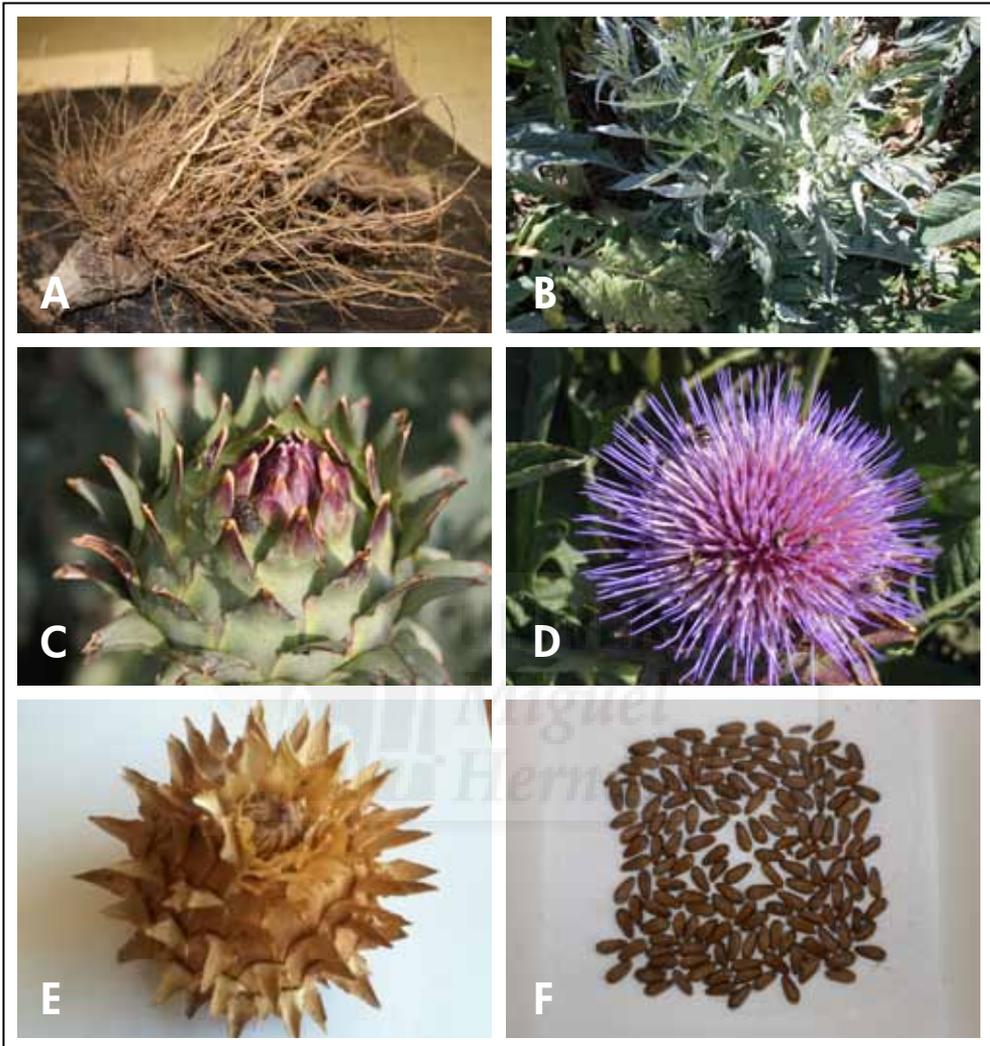


Figura 17. Detalles de los diferentes órganos del cardo. A) Sistema radicular; B) Estructuras reproductivas (tallos, hojas del tallo e inflorescencias); C) Inflorescencia en desarrollo; D) Inflorescencia en floración; E) Inflorescencia seca; F) Aquenios (Semillas) de cardo. Fotografías tomadas por el autor

que la roseta basal está formada, (estadios de crecimiento 1-3), cubriendo gran parte del terreno (Figura 18 y 19-A). Entonces las hojas alcanzan la madurez y se produce un periodo de incremento de la producción biomasa, normalmente durante el invierno y mitad de la primavera (Estadio 4; Figura 18 y 19-B). A partir de ese momento comienza el desarrollo de las estructuras reproductivas (escapo floral y capítulos) con un crecimiento explosivo (estadio 5), así como la floración (estadio 6) y desarrollo de capítulos y semillas (estadio 7, Figura 18 y 19-C). Una vez alcanzada la madurez (verano), el proceso de senescencia y dispersión de las semillas comienza (estadio 8), siendo evidente la pérdida de color y la adquisición de

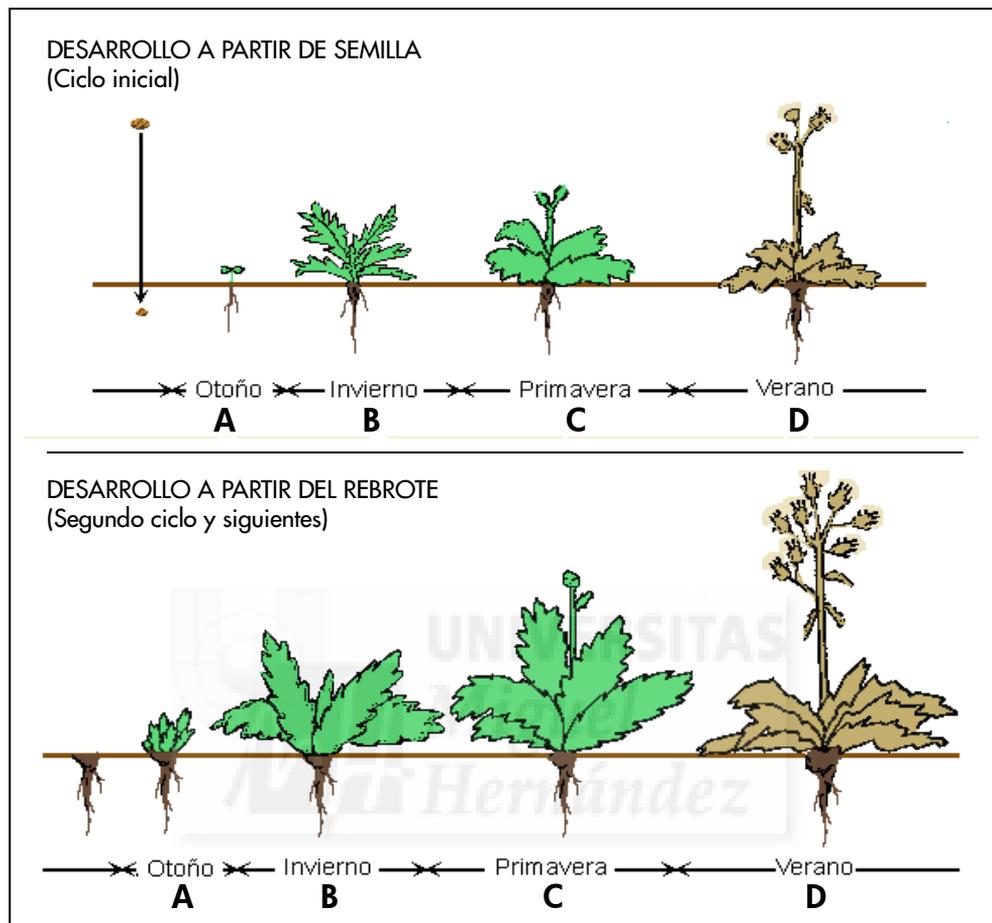


Figura 18. Fases del ciclo de desarrollo del cardo. A) Desarrollo de la roseta basal tras la germinación; B) Desarrollo de la máxima producción de biomasa en invierno y principios de primavera; C) Desarrollo de estructuras reproductivas y floración (final primavera comienzo verano); D) Proceso de senescencia de la biomasa aérea, secándose y adquiriendo tonos amarillentos. Fuente: Fernández, 2005

tonos amarillentos en la biomasa de manera progresiva. Una vez la planta ha concluido su ciclo, la biomasa es amarillenta y está seca (humedad inferior al 15%), así como los capítulos se han abierto, dando lugar a la dispersión de las semillas (estadio 9, Figura 18 y 19-D). Esta dispersión se produce mediante anemocoria (dispersión de las semillas en las que el viento es el agente de transporte), pudiendo llegar las semillas a una distancia de entre 20 y 40 metros con respecto a la planta origen de las mismas (Marushia y Holt, 2006). En la base del escapo floral permanecen una serie de yemas germinativas en quiescencia. A partir del segundo ciclo y posteriores, con las primeras lluvias de Otoño, la planta rebrota a partir estas yemas germinativas (estadio 0). El desarrollo de la roseta se produce comparativamente más rápido que en el primer año de cultivo, gracias a las reservas acumuladas en las raíces.

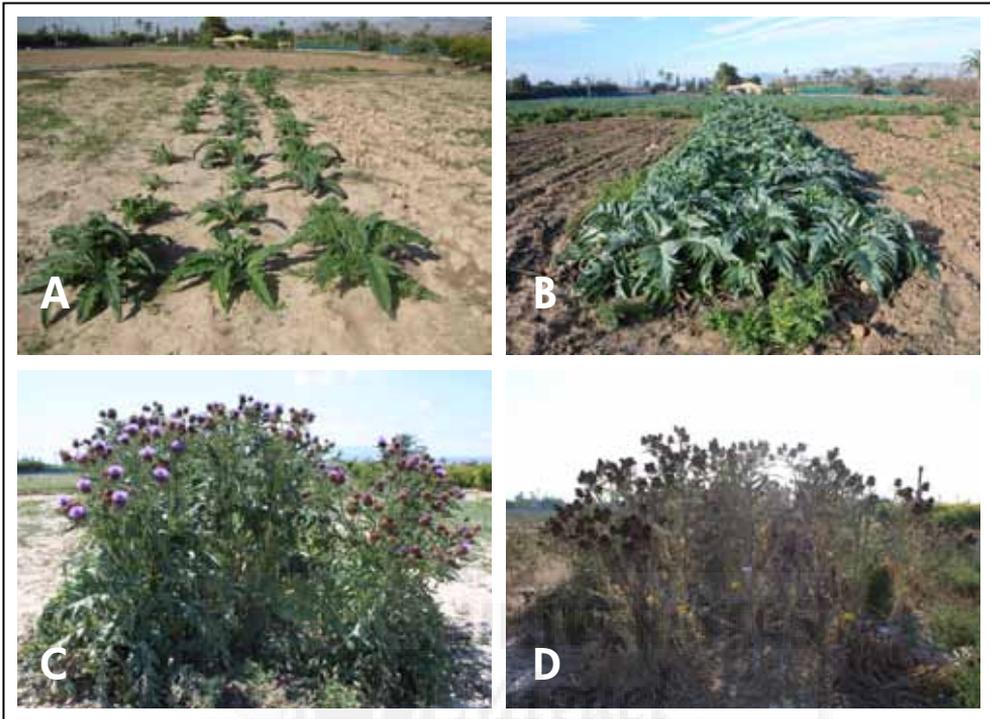


Figura 19. Fases del ciclo de desarrollo del cardo. Las fases de desarrollo mostradas son análogas a las indicadas en la Figura 18 (A, B, C y D). Fotografías tomadas por el autor

El modo de desarrollo del cultivo es análogo al descrito durante el primer año. La principal diferencia es que la producción de biomasa aérea es normalmente superior, dado que la planta no necesita destinar recursos al desarrollo del sistema radical como ocurre durante el año del establecimiento del cultivo. Por esa razón los rendimientos a partir del segundo año son mayores y más representativos que aquellos obtenidos durante el primer año de cultivo (Fernández *et al.*, 2006).

3.4.4. Características fisiológicas

El cardo exhibe una serie particularidades fisiológicas que le convierten en una especie especialmente apta para las regiones Mediterráneas. Las principales características son:

- **Largo periodo de asimilación fotosintética.** El cardo presenta un largo periodo de asimilación fotosintética (aproximadamente 10 meses, de octubre a julio) que le permite tener unos rendimientos en condiciones de secano relativamente elevados (Fernández, 2005). Este hecho es posible gracias a su capacidad para llevar a cabo la fotosíntesis a temperaturas bajas (4-6°C) de una manera relativamente eficiente (Verissimo, 1999).
- **Ciclo vital adaptado al clima Mediterráneo.** Con objeto de evitar la sequía estival, el cardo completa su ciclo justo antes de las altas temperaturas de verano, dejando

que la biomasa superficial se seque (Fernández *et al.*, 2006). Sin embargo, mantiene durante el verano el sistema radicular en quiescencia, hasta que llegan las primeras lluvias de Otoño y rebrota (Archontoulis *et al.*, 2010b). Tanto el rebrote como el desarrollo súbito de los órganos reproductivos son procesos que requieren de una alta disponibilidad de recursos energéticos. En este sentido, para disponer de una reserva de energía, el cardo emplea una sustancia denominada inulina, un carbohidrato de reserva común entre la familia de las *Asteraceae* (Raccuia y Melilli, 2004). Básicamente, durante la fase de crecimiento vegetativo se sintetiza en las hojas sucrosa en exceso, que es trasladada a las raíces para ser transformadas y almacenadas en forma de inulina, alcanzando concentraciones de hasta el 80% en base seca (Raccuia y Melilli, 2010).

- **Reducción del consumo de agroquímicos.** Esta característica es observada principalmente a partir del 2° año. Debido a las reservas acumuladas en las raíces durante el ciclo de desarrollo anterior, el cardo es capaz de desarrollarse con gran velocidad, cubriendo la superficie con su roseta basal en un breve periodo de tiempo (Grammelis *et al.*, 2008; Raccuia y Melilli, 2010). Esta estrategia le permite ser más competitivo frente a las “malas hierbas”, inhibiendo parcialmente su desarrollo, así como aprovechar durante un periodo más prolongado la captación de energía solar. De esta manera se reduce la necesidad de emplear agroquímicos para el control de las “malas hierbas”.
- **Alta eficiencia en el uso del agua.** El cardo es una especie que gracias a su profundo sistema radicular es capaz de aprovechar las reservas de agua acumuladas en el perfil, principalmente aquellas correspondientes a las lluvias de otoño e invierno. A lo largo del año, el 67% del agua consumida proviene de los 30 primeros centímetros, mientras que el 33% restante proviene de las capas inferiores, siendo la eficiencia del uso del agua para una evapotranspiración de 480 mm de 3,13 gramos de materia seca por litro de agua evapotranspirada (Verissimo, 1999). Comparativamente con otras especies, como por ejemplo el maíz, la profundidad y la capacidad de aprovechamiento del agua disponible en el perfil es mucho mayor, siendo la eficiencia del uso de agua similar (Fernández, 2005).
- **Bajos requerimientos nutricionales.** En varios experimentos de campo se ha observado que con fertilizaciones modestas (0-50 kg N ha⁻¹) en suelos de baja productividad se han obtenido cosechas de biomasa elevadas (Grammelis *et al.*, 2008). La gran profundidad a la que es capaz de llegar su sistema radicular favorece un mayor aprovechamiento de la fertilización aplicada, así como de los nutrientes disponibles (Fernández, 2005).
- **Protección del suelo frente a la erosión.** Debido al rápido desarrollo experimentado tras el rebrote de las yemas germinativas, la cobertura del suelo es prácticamente total. De esta manera se favorece la protección frente a las intensas e irregulares lluvias de otoño de las zonas con clima mediterráneo (Grammelis *et al.*, 2008). Así mismo, tiene un impacto positivo frente a la erosión producida por las escorrentías superficiales.
- **Rasgos halotolerantes.** La capacidad de germinación de las semillas ante estrés salino u osmótico es adecuada, mostrando un “pool” genético con suficiente variabilidad

como para seleccionar cultivares más resistentes ante estos factores de estrés (Raccuia *et al.*, 2004b). Así mismo, se ha observado que presenta ciertos rasgos halotolerantes, como el ajuste osmótico por acumulación en las hojas de solutos inorgánicos como el sodio (Benlloch-González *et al.*, 2005). Este rasgo es de especial importancia dada la frecuencia con la que acaecen condiciones de estrés salino en el entorno de la planta en las regiones mediterráneas.

3.4.5. Usos del cardo

El cardo es un cultivo que tradicionalmente ha sido empleado en la alimentación. Los principales usos tradicionales son dos:

- **Alimento.** Se emplean las hojas basales de plantas jóvenes en estado vegetativo, que son sometidas a un proceso de blanqueamiento artificial. Las hojas son envueltas con algún material opaco durante varias semanas, hasta que pierden el color. Entonces la roseta basal es cortada, seleccionando los peciolo totalmente blancos para su consumo en platos tradicionales. Este uso suele llevarse a cabo en época invernales y en comunidades autónomas como Aragón (Fernández *et al.*, 2006).
- **Cuajo vegetal natural.** Las flores de cardo, así como de otras especies del género *Cynara*, han sido empleadas como cuajo natural vegetal durante cientos de años en los países del ámbito mediterráneo (Aquilanti *et al.*, 2011). Cuando el cardo es cultivado para este propósito, las flores son recolectadas tan pronto como se abren, para posteriormente secarlas a la sombra (Fernández *et al.*, 2006). Principalmente se emplea un extracto acuoso elaborado a partir de las flores del cardo, donde se encuentran una encimas denominadas cynarasas y cyproninas, caracterizadas por su actividad coagulante de la leche (Galán *et al.*, 2012).

Por otra parte, la investigación desempeñada en las últimas décadas ha permitido descubrir toda una serie de usos potenciales. A continuación comentaremos la mayor parte de los usos industriales, aunque el uso como biocombustible para la generación de energía será descrito en profundidad en una subsección posterior:

- **Material para la producción de pasta de papel y obtención de celulosa.** El “tallo” o escapo floral de cardo y las ramas son susceptibles de generar pastas de papel de gran calidad, especialmente en lo que se refiere a la resistencia a la tracción (Gominho *et al.*, 2001). Estas partes del cardo presentan un 25% en volumen de fibras, cuyas características biométricas son óptimas para la formación del papel (Quilhó *et al.*, 2004). De hecho, las pastas de papel generadas son análogas, en cuanto a las propiedades de las fibras, a las que se obtienen de otras especies como los eucaliptos, con la ventaja de que se reduce el riesgo de pérdida del producto de varios años a causa de incendios (Fernández, 2005).
- **Materia prima para la extracción de materiales de interés medicinal.** De las hojas de especies como el cardo y la alcachofa, pertenecientes al género *Cynara*, pueden extraerse principios activos como la cinarina, con función hepatoprotectora e inhibidora de la síntesis de colesterol, y la silimarina, empleada desde tiempos pretéritos para tratar enfermedades del hígado (Raccuia y Melilli, 2004; Colla *et al.* 2012). Entre los efectos inducidos por el uso de las hojas del cardo y la alcachofa encon-

tramos la mejora de la circulación sanguínea, la movilización de energía a partir de reservas y la inhibición de la oxidación de lipoproteínas de bajas densidad (Colla *et al.*, 2012). Así mismo, puede aliviar los efectos de las enfermedades gastrointestinales y tener efectos antitumorales (probado en líneas celulares cancerígenas en pecho e hígado) (Borbognone, *et al.*, 2013).

- **Forraje verde.** La biomasa generada por la roseta basal del cardo puede ser empleada como forraje para la alimentación del ganado bovino y ovino. Cajarville *et al.* (1999) estudió la calidad de la biomasa integral de cardo para su consumo animal, concluyendo que este material presentaba una buena aptitud como forraje, dada su elevada digestibilidad y contenido energético. El uso de las semillas para alimentación animal también fue evaluado, concluyendo que una sustitución del 10% de la dieta típica por semillas de cardo era la más recomendable (Cajarville *et al.*, 2000). Desde su rebrote en otoño hasta su siega en invierno para este uso, la producción de biomasa fresca se encuentra entre las 20 y 40 toneladas de forraje fresco por hectárea y año (Fernández, 2005), equivalente a aproximadamente 6,5 toneladas de materia seca (Fernández *et al.*, 2006). A pesar de esta siega invernal para su uso como forraje, el cardo es capaz de completar su ciclo vital, aunque con reducciones en su cosecha de un 30-40% con respecto a la producción esperada en plantas que no hayan sido segadas en invierno (Fernández, 2005). En zonas donde se produzcan heladas este uso puede ser especialmente eficiente, dado que gran parte de las hojas de la roseta pueden perderse por las bajas temperaturas, con lo que su siega y uso como forraje es adecuado.
- **Uso ornamental.** Los capítulos en plena floración poseen potencialmente un carácter ornamental con posibilidad de comercialización en floristerías para la confección de centros y arreglos florales. Los capítulos o inflorescencias, desecados de forma adecuada, conservan el color de las flores y pueden servir para la confección de ornamentos florales permanentes (Fernández, 2005).

3.4.6. *El uso del cardo para la producción de energía*

El uso industrial que mayor interés ha despertado y sobre el que existe una bibliografía más extensa es el empleo de la biomasa de cardo como biocombustible, sólido o líquido, para la producción de energía. Como biocombustible sólido la biomasa es susceptible de ser empleada de manera integral (incluyendo toda la biomasa superficial) o bien empleando la fracción restante una vez extraídas las semillas. Por otra parte, como biocombustible líquido el principal contenedor de la energía es el aceite extraído de las semillas, a partir de cual se genera biodiesel. Aunque como biocombustible líquido también puede transformarse en bioetanol parte de la biomasa cosechada del cardo, en el presente trabajo nos centraremos principalmente en el aceite de cardo y su transformación en biodiesel. A continuación se comenta cada una de las posibles opciones en mayor detalle.

Biocombustible sólido

El aprovechamiento de la biomasa de cardo como biocombustible sólido fue uno de los primeros usos en ser investigado en profundidad, dando lugar a varios proyectos de investigación europeos (Fernández *et al.*, 1997; Piscioneri *et al.*, 2000;

Gherbin *et al.*, 2001). Las características del cultivo que favorecen este uso son unos “inputs” o costes relativamente bajos, un porcentaje de humedad bajo en el momento de la cosecha, una producción de biomasa elevada bajo condiciones de clima mediterráneo, una biomasa de composición eminentemente lignocelulósica y un poder calorífico alto (Fernández *et al.*, 2006; Angelini *et al.*, 2009).

Los costes de producción son relativamente bajos, en términos energéticos entre 15,3 y 20 GJ ha⁻¹ (Angelini *et al.*, 2009; Mantineo *et al.*, 2009), y corresponden a tareas como la preparación del terreno, la siembra, el abonado de fondo (estos tres primeros aspectos solamente durante el primer año), la cosecha, el transporte y el abonado de restitución, todo ello repartido en un periodo productivo de 10-15 años (Fernández *et al.*, 1997; Grammelis *et al.*, 2008; Angelini *et al.*, 2009). Generalmente la biomasa de cardo es recogida una vez que se ha secado de manera natural (humedad de la biomasa entre el 11% y el 15%), mediante operaciones de siega y empacado (Fernández, 2005; Oliveira *et al.*, 2012). Para evitar problemas en los tratamientos previos a la conversión termoquímica (molido, tamizado, descarga y transporte) se recomienda que la biomasa de cardo sea separada en sus diferentes partes, bien durante la cosecha o durante la recepción del material cosechado (Gil *et al.*, 2012).

Existen varios factores que condicionan la cantidad de biomasa obtenida, pero entre ellos la disponibilidad de agua es uno de los principales (Verissimo, 1999; Archontoulis *et al.*, 2007). La producción media de biomasa aérea, expresada en base seca, en condiciones de secano suele ser de unas 15 t ha⁻¹ año⁻¹ (Fernández *et al.*, 2006; Raccuia y Melilli, 2007; Angelini *et al.*, 2009), mientras que con riego suplementario rendimientos superiores a 26 t ha⁻¹ año⁻¹ de media han sido reportados (Ierna y Mauromicale, 2010).

La biomasa cosechada de manera integral suele estar compuestas por las siguientes fracciones (expresadas en base seca): 20% de hojas basales, 13% de hojas del tallo, 14% de tallos y ramas y 33% de capítulos o inflorescencias (Fernández *et al.*, 2006). Esta distribución en peso es variable, acorde al manejo, el genotipo y el año del cultivo (Piscioneri *et al.*, 2000; Gherbin *et al.*, 2001; Cravero *et al.*, 2012). La distribución suele estar relacionada también con la cosecha total producida: cuanto mayor es la cosecha al final del ciclo, mayor suele ser la proporción correspondiente a tallos y capítulos (Fernández *et al.*, 2005; Archontoulis *et al.*, 2010a).

La biomasa de cardo, recogida de manera integral y expresada en base seca, posee un poder calorífico superior (PCS) medio de entre 15 y 17 MJ kg⁻¹ (Fernández *et al.*, 2006; Grammelis *et al.*, 2008; Angelini *et al.*, 2009). Dado el elevado PCS de los capítulos del cardo (17,8 MJ kg⁻¹), en comparación con el de tallos (15,8 MJ kg⁻¹) y hojas (16,0 MJ kg⁻¹) (Ledda *et al.*, 2013), el valor del PCS de la biomasa integral de cardo suele estar influenciado por la producción de capítulos obtenida. La producción de energía en cada ciclo de cultivo es variable, dado que se encuentra condicionada por la producción de biomasa superficial del cardo, situándose el valor medio en torno a los 300 GJ ha⁻¹ año⁻¹ (Ierna y Mauromicale, 2010). La energía neta producida (energía producida por el cultivo menos la energía gastada en el

desarrollo y procesamiento del cultivo) en el largo plazo es de media 182 GJ ha⁻¹ año⁻¹ (Angelini *et al.*, 2009).

El aprovechamiento de la energía contenida en la biomasa de cardo ha sido estudiado en los principales procesos de conversión termoquímica, tales como como la combustión (Aho *et al.*, 2008; Pallarés *et al.*, 2009), la pirolisis (Encinar *et al.*, 2000) o la gasificación (Abelha *et al.*, 2013). Algunos autores sugieren la combustión y la gasificación como procesos recomendables para la conversión de la biomasa de cardo en energía (Abelha *et al.*, 2013), aunque la utilización de los residuos de biomasa de cardo en forma de pellets para la generación de calor es también un uso con bastante aceptación. Sin embargo, uno de los principales problemas encontrados en estos procesos ha sido el elevado contenido en cenizas (aproximadamente un 12%) y en elementos minerales, especialmente Cl y K, que generan niveles de emisión de gases por encima de los límites legales y/o favorecen el deterioro de los equipos combustión (Monti *et al.*, 2008). De hecho el cardo presenta un elevado contenido en elementos minerales alcalinos, que pueden conducir a problemas técnicos serios en los procesos de termoconversión (Angelini *et al.*, 2009). Debido a este motivo se ha recomendado que la biomasa de cardo no se emplee como combustible único en quemadores de lecho fluidizado, a no ser que mediante un manejo específico del cultivo se consiga disminuir la concentración de los elementos minerales (Aho *et al.*, 2008). Sin embargo, en este sentido Solano *et al.* (2010) indican que en la fertilización potásica del cardo, la sustitución de KCl por K₂SO₄ conduce a concentraciones inferiores de Cl, y que la biomasa de cardo es apta para ser empleada en quemadores de lecho fluidizado siempre que la temperatura no supere los 1000°C. Por tanto, aún en la actualidad, el comportamiento del cardo como biocombustible en diferentes procesos de conversión termoquímica está siendo estudiado, siendo su viabilidad dependiente de la calidad de la biomasa obtenida.

Biocombustible líquido

Las principales formas en las cuales puede encontrarse la energía obtenida de la biomasa de cardo, en forma líquida, son como biodiesel o bien como bioetanol, siendo esta última una opción minoritaria. En ambos casos, la parte de la biomasa de cardo empleada como materia prima (semillas para biodiesel o tallos para bioetanol) es sometida a tratamientos previos para adecuar sus características a los procesos de transformación posteriores que los conducirán a transformarse en biocombustibles líquidos.

El cardo, junto con otro cultivo energético como *Jatropha Curcas*, son dos candidatos prominentes en cuanto a especies alternativas para la producción de biodiesel a partir del aceite de bajo coste extraído de sus semillas (Bouriazos *et al.*, 2014). Adicionalmente, el uso de las semillas para la obtención de aceite es compatible con la explotación de la biomasa restante (principalmente tallos, hojas y residuos del capítulo) como biocombustible sólido o materia prima para la obtención de pasta de papel. Esta doble vertiente favorece que el coste de producción sea menor, dado que se repartiría entre los dos posibles usos (Bouriazos *et al.*, 2014).

La cantidad de semillas producidas por el cardo suele corresponder a un 10% sobre el peso seco de la planta (Fernández, 2005), estimándose una cosecha media de $1,36 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Fernández *et al.*, 2006). El aceite de las semillas de cardo puede ser extraído fácilmente mediante un prensado frío ($20/25^\circ\text{C}$), minimizando de esta manera la alteración de la composición del mismo. El residuo sólido obtenido del prensado es susceptible de ser usado en la alimentación animal, dada la cantidad y la calidad de las proteínas contenidas en el mismo (Foti *et al.*, 1999; Maccarone *et al.*, 1999), así como también puede emplearse como abono orgánico (Curt *et al.*, 2002).

La producción de aceite a partir de las semillas es dependiente del número de semillas producidas, pero también del contenido de aceite de las mismas. Este contenido es variable, entre el 19,6% y el 32,4% (Curt *et al.*, 2002), siendo el valor medio habitualmente de un 23% (Maccarone *et al.*, 1999; Raccuia y Melilli, 2007; Archontoulis *et al.*, 2010a). Los principales factores que pueden afectar al contenido en aceite de las semillas están relacionado con el año de cultivo (ejemplo: periodos de extremo calor que reducen el llenado del grano) (Curt *et al.*, 2002) o bien con el manejo del cultivo (ejemplo: tipo de fertilización y/o riego aplicado) (Archontoulis *et al.*, 2010a). El porcentaje de aceite de las semillas en un rango de peso de entre 26 y $52 \text{ mg semilla}^{-1}$ es constante y se aproxima al valor medio (23%), siendo progresivamente inferior con tamaños inferiores (Archontoulis *et al.*, 2010a). Con respecto a su PCS el valor del aceite de cardo es de 33 MJ kg^{-1} (Fernández *et al.*, 2006).

La composición del aceite de cardo es muy similar a la del aceite obtenido de otras especies, como el girasol. En concreto presenta una composición en cuanto a ácidos grasos se refiere de 11% palmítico, 4% esteárico, 25% oleico y 60% linoleico (Curt *et al.*, 2002). Aparentemente, este espectro de ácidos grasos es bastante estable y no es afectado por factores tales como la localización, el año de cultivo o la variedad de cynara que se esté estudiando (Raccuia *et al.*, 2011). Este hecho, junto a características tales como una proporción de ácidos insaturados óptima (5,7), una proporción de ácido linoleico/oleico equilibrada (cerca de 1,8) y una elevada estabilidad frente a la oxidación, hacen del aceite de cardo un producto susceptible de consumo humano (Raccuia *et al.*, 2011). Sin embargo, dada su idoneidad como material para la obtención de biocombustibles y la necesidad de obtención de materias primas que no compitan en el mercado con otros productos alimenticios, el uso del aceite de cardo se considera principalmente en el plano de la producción energética (Sengo *et al.*, 2010; Bouriazos *et al.*, 2014).

El aceite de cardo, como otros aceites vegetales, ha de ser transformado en ésteres metílicos de ácidos para evitar problemas de ignición y combustión en los motores (Sengo *et al.*, 2010). Esta transformación se produce en presencia de un catalizador, generalmente hidróxido de sodio o potasio, y permite obtener biodiesel y glicerol como productos (Pasqualino, 2006). Básicamente se produce una transesterificación con un alcohol (metanol o etanol), que mejora las propiedades de combustión y las características como biodiesel del aceite de cardo.

Diversos trabajos de investigación se han centrado en la optimización del proceso de transformación y la evaluación de la calidad del biocombustible obte-

nido a partir del aceite de cardo. En este sentido, los primeros trabajos que indicaron el potencial de la generación de biodiesel a partir del aceite de cardo corresponden a Encinar *et al.* (1999, 2002). La tesis presentada por Pasqualino (2006) presenta un compendio bastante completo en el avance de esta línea de investigación. Posteriormente, Sengo *et al.* (2010) profundizaron en la optimización y modelización del proceso de transformación para obtener ésteres metílicos, concluyendo que el biodiesel obtenido presentaba una calidad muy alta con un impacto ambiental bajo. Alexandre *et al.* (2012) evaluaron la idoneidad de la extracción del cardo variando las condiciones operacionales del proceso (temperatura, flujo de CO₂, tamaño del material y presión), así como el proceso de transesterificación mediante dos posibles vías (un paso y dos pasos), indicando que producto obtenido cumplía con los requerimientos de calidad establecidos para los aceites vegetales transesterificados de la norma EN 14214. Desde el punto de vista económico el uso del cardo para la producción de biodiesel para el sector del transporte también parece factible, mejor incluso que otras materia primas para este fin, como concluye Torres *et al.* (2013) en su evaluación de cuatro escenarios relacionados con la producción, transformación y calidad del aceite de cardo. Las investigaciones más recientes se encuentran centradas en la obtención de biodiesel que podría considerarse de 2^a generación, con una mayor calidad (Bouriazos *et al.*, 2014).

En vista de la tendencia de las investigaciones más recientes referentes al uso del cardo como biocombustible, las futuras líneas de investigación estarán centradas en la mejora de aspectos tales como la producción y la calidad de la biomasa obtenida, así como de la sostenibilidad de estos procesos. Todas las experiencias comentadas muestran y corroboran el potencial del cardo como cultivo energético. Por tanto, los futuros aspectos a investigar estarán dirigidos a optimizar y afinar aquellos aspectos susceptibles de mejorar el uso del cardo para fines energéticos. Dentro de este contexto, en lo que respecta a la producción del cardo como materia prima, bien sea la cosecha de biomasa integral o la de semillas, encontramos factores íntimamente ligados a los ambientes mediterráneos que no han sido investigados en profundidad, tales como el efecto de la salinidad o de la fertilización orgánica.

En los ambientes mediterráneos, máxime si presentan características áridas o semiáridas, la presencia de estrés salino es común, bien sea por la mala calidad del agua de riego o bien por las condiciones del suelo, como se comentó en apartados anteriores. Se ha comprobado que existe un “pool” genético susceptible de ser empleado para la selección de variedades resistentes a la salinidad (Raccuia *et al.*, 2004b). Los estudios que demostraron que el cardo es una especie parcialmente resistente a la salinidad no evaluaron la totalidad del ciclo vital, sino solamente llevaron a cabo una evaluación de las características de la planta en los estadios iniciales (Benlloch-González *et al.*, 2005). Consecuentemente, no se dispone de una orientación específica acerca del efecto de la salinidad sobre la producción y calidad de la biomasa obtenida. En líneas generales, la salinidad ejerce un efecto negativo en el desarrollo de las plantas, disminuyendo la productividad, así como puede inducir toxicidad, que afecta a la calidad de la biomasa obtenida (United States Salinity Laboratory Staff, 1954). Por tanto, el conocimiento del efecto de la salinidad sobre el cardo en su aprovechamiento como biocombustible es necesario para poder conocer la disminución esperable en la producción

de biomasa, así como el impacto sobre la calidad de la mismas, factor de especial importancia en su aprovechamiento como biocombustible sólido.

Por otra parte, la fertilización con materiales de naturaleza orgánica en la producción de cardo no ha sido evaluada. En los ambientes mediterráneos, donde los niveles de materia orgánica son especialmente bajos, el uso de enmiendas orgánicas potencialmente generaría un beneficio doble: incrementar la materia orgánica contenida en el suelo y satisfacer las necesidades nutricionales del cultivo. Con la aplicación de enmiendas orgánicas se incrementaría la escasa materia orgánica de los suelos mediterráneos, mejorando por tanto las propiedades del mismo, tal y como se comentó en otras secciones de este trabajo. Adicionalmente, si la fuente de ese material orgánico es de origen residual, los costes de producción podrían reducirse, valorizando de manera efectiva el residuo. Sin embargo, y a pesar de estos potenciales beneficios ambientales y económicos, las referencias bibliográficas al respecto del crecimiento del cardo, bajo diferentes tratamientos de fertilización orgánica que evalúen los efectos sobre la productividad del cultivo, son escasos. Los efectos de la fertilización han sido estudiados principalmente mediante fertilizantes inorgánicos, con tratamientos basados en fertilización nitrogenada (Archontoulis *et al.*, 2007; Grammelis *et al.*, 2008; Archontoulis *et al.*, 2010a), o bien con tratamientos con fertilizantes compuestos (N-P-K) (Ierna *et al.*, 2012). Referente a la fertilización orgánica, el principal trabajo a este respecto trata del efecto de la fertilización con lodo de depuradora digerido sobre la producción de biomasa de cardo para fines energéticos (Mañas *et al.*, 2013). Aun siendo una aportación valiosa en un campo con escasas referencias, el problema que presenta el trabajo publicado por Mañas *et al.* (2013) es que se refiere solamente al primer año de cultivo del cardo y que se echan en falta datos con respecto a variables íntimamente ligados al aprovechamiento energético de la biomasa de cardo, tales como la producción de biomasa superficial, la producción de semillas y el contenido en aceite. El primer año de cultivo presenta valores de producción inferiores y mayor variabilidad en cuanto al resultado de la cosecha que a partir del segundo año y posteriores, dado que el cultivo emplea parte de sus recursos en desarrollar su profundo sistema radicular y acumular reservas (Fernández *et al.*, 2006). Por tanto, estudios con este enfoque, pero con una mayor duración y con una descripción más completa de la afección en las variables relacionadas con la producción de biomasa para el aprovechamiento energético, son necesarios. El conocimiento de la influencia de este tipo de factores, en este caso respecto al cultivo del cardo, es fundamental en la toma de decisiones respecto al uso final y en caso de desconocerse, dificultan la explotación del cultivo.

Justificación y objetivos / *Justification and objectives*



El presente trabajo surge de tres ejes temáticos de gran relevancia para el medio ambiente, especialmente en la región Mediterránea:

- La necesidad de tomar medidas urgentes frente a los procesos degradativos en los ecosistemas mediterráneos, en aras de la protección y mejora de un recurso no renovable como el suelo.
- El cumplimiento de la normativa y la conveniencia, desde el punto de vista ambiental y económico, de llevar a cabo la mejor gestión de los subproductos de la depuración de las aguas residuales, acorde a criterios de valorización racionales.
- La importancia de la generación de energía a partir de fuentes renovables (cultivos energético) con objeto de disponer de sostenibilidad energética, así como de mitigar y contribuir a la reversión de los efectos del cambio climático mediante el aumento de la capacidad como sumidero de carbono del suelo (enmendado orgánico) y de la producción de energía a partir de fuentes con menor huella de carbono que las convencionales.

Considerando estos ejes temáticos, la finalidad principal de esta tesis es:

Determinar los efectos del uso del compost de lodo de depuradora para la producción del cardo (*Cynara cardunculus* L.), como cultivo energético.

The fundamental reasons for the main objective of the present thesis are based on three core topics:

- *The need to undertake urgent measures to tackle the processes of degradation in Mediterranean ecosystems, so as to prevent the deterioration and promote the enhancement of a non-renewable resource such as the soil.*
- *The compliance with the regulations and the convenience, from the environmental and economical point of view, to carry out a proper management of wastewater treatment by-products, in accordance with rationale valorization criteria.*
- *The importance of energy production from renewable sources (energy crops), aimed at the achievement of energy sustainability, and the relevance of climatic change effects mitigation, through the increase of soil carbon sink function (organic amendment) but also through energy production from alternative sources with lower carbon footprint than conventional ones.*

Considering these core topics, the overall purpose of the present thesis is:

To determine the effects of sewage sludge compost use in cynara's (*Cynara cardunculus* L.) production, when cultivated as an energy crop.

A fin de responder al objetivo general, diversos aspectos del desarrollo del cardo como cultivo energético fueron abordados. Estos aspectos fueron recogidos en los siguientes objetivos específicos:

1. Estudiar la idoneidad del compost de lodo de depuradora, como medio (substrato) de germinación, en la preparación de semilleros de cardo.
2. Analizar el efecto de la salinidad del agua de riego sobre: la productividad del cardo (biomasa aérea y semillas); la nutrición mineral y el desarrollo del cardo y; la calidad de la biomasa de cardo como biocombustible.
3. Estudiar el posible efecto de los tratamientos de biosólidos sobre el valor del cardo como cultivo energético, cuantificando su producción de biomasa aérea, semillas, aceite y energía.
4. Determinar los efectos de la aplicación del compost de biosólidos sobre las características de los suelos de cultivo empleados.
5. Establecer la cantidad óptima a aplicar de compost de lodo de depuradora, como enmienda orgánica, en el cultivo de cardo para fines energéticos.

Las conclusiones de los experimentos realizados ofrecerán información útil respecto a los efectos y usos de los subproductos de la depuración de las aguas residuales en el cultivo del cardo para la producción de bioenergía. Por lo tanto, el trabajo, en su conjunto, proporciona información valiosa desde el punto de vista de la gestión del cultivo del cardo, así como respecto al uso final de los productos obtenidos de éste.

In order to meet this general aim, several aspects related to cynara's growth for bioenergy production were assessed. These aspects were embodied in the following specific objectives:

1. *To assess the suitability of sewage sludge compost use, as seedbed substrate, for cynara's nursery.*
2. *To determine the effect of irrigation water salinity on: cynara's productivity (aboveground biomass and seeds); cynara's mineral nutrition and growth and; cynara's biomass quality as biofuel.*
3. *To study the potential effects of sewage sludge compost treatments on cynara's role as energy crop, quantifying the production of aboveground biomass, seed, oil and energy.*
4. *To assess the effects of sewage sludge compost applications on the characteristics of the soils used in the experiments.*
5. *To establish an optimum application rate of sewage sludge compost, when applied as organic amendment, for cynara's cultivation as energy crop.*

The conclusions of the completed trials will provide novel information regarding the use of wastewater treatment by-products for cynara's cultivation devoted to bioenergy production. Hence, the present research, as a whole, contains valuable information dealing with cynara's crop management and cynara's derived products.

Resumen y discusión de los trabajos presentados



El compost de lodo de depuradora puede ser empleado para diversos fines, entre los que está su uso como sustrato de cultivo en semilleros para la producción de plantas. La turba *Sphagnum* ha sido tradicionalmente el principal sustrato de cultivo debido a sus características (García-Gómez *et al.*, 2002). Sin embargo, su carácter no renovable y los impactos ambientales derivados de su explotación han propiciado la búsqueda de sustratos alternativos (Abad *et al.*, 2001). En este sentido, diversos materiales orgánicos de carácter residual han sido investigados, mostrando muchos de ellos resultados positivos (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2005; Ostos *et al.*, 2008; Jayasinghe *et al.*, 2010). Además de la propia calidad del sustrato a emplear, en este caso lodo de depuradora compostados, es importante considerar las necesidades de crecimiento de las especies a germinar. Los materiales orgánicos de origen residual pueden presentar características que limiten el crecimiento vegetal, como un elevado contenido de sales (Cai *et al.*, 2010); por tanto, será la interacción entre la fisiología de la especie vegetal y las características del sustrato el indicador que aprobará o desaconsejará el uso de tal sustrato para la producción de semilleros. En el caso del cardo, los rasgos halotolerantes que presenta (Benlloch-González *et al.*, 2005), sugieren que puede ser una especie susceptible de ser producida en semilleros en un medio con un contenido relativamente alto de sales. Teniendo en cuenta que el desarrollo del cardo durante el primer año es crucial (Fernández, 2005) y que el porcentaje de supervivencia aumenta cuando se produce a partir de plantones en vez de semillas (Archontoulis *et al.*, 2010b), mejorando por tanto el establecimiento del cultivo, esta información puede ser de interés para los productores dadas las escasas referencias al respecto. Adicionalmente, con el empleo del compost de lodo de depuradora, los costes de producción potencialmente disminuyen a la par que se valoriza un residuo.

En el artículo original **“Empleo de compost de lodo de depuradora como sustrato para semilleros de *Cynara cardunculus* sp.”** publicado en la revista *Residuos* (ver Anexo 1) se llevó a cabo un estudio cuyo objetivo principal fue determinar la proporción óptima (v/v) entre compost de lodo de depuradora y turba (D₁-0/100; D₂-25/75; D₃-50/50; D₄-75/25; D₅-100/0), para la germinación del cardo. Adicionalmente, se evaluó la idoneidad del uso de dos tipos de bandeja de semilleros, comúnmente empleadas en los viveros comerciales, que diferían en la profundidad del alveolo (tipo A-11 cm; tipo B- 6 cm). El ensayo se desarrolló durante 8 semanas y se llevó a cabo en un invernadero con cubierta de policarbonato ubicado en el campus de Elche de la Universidad Miguel Hernández, entre mayo y julio del año 2008. La turba empleada y las semillas de cardo cultivado (*Cynara cardunculus* var *altilis*) fueron de origen comercial, mientras que el compost se obtuvo de la planta de compostaje

de Aspe y consistió en una mezcla inicial de lodo de depuradora con serrín y paja en proporción 4:3:1 (v/v/v), respectivamente. Como indicadores del desarrollo de las plántulas se emplearon el peso fresco, el peso seco, el número de hojas (cotiledones incluidos), la longitud de la raíz, y el porcentaje de germinación relativa (obtenido en los semilleros del ensayo con respecto al potencial germinativo de las semillas empleadas, que es del 83% de media).

Los resultados indicaron que el desarrollo de las plántulas de cardo fue mayor cuando el sustrato presentaba mayor proporción de compost de lodo de depuradora que de turba. En concreto, las dosis D₄ y D₅ presentaron los valores medios más elevados por lo que respecta al peso fresco y peso seco. Aparentemente, este incremento en el peso de las plántulas se basó en un mayor porte de la plántula y no tanto en el desarrollo de nuevos tejidos, dado que, independientemente de las proporciones de compost, el número de hojas se mantuvo estable (6 - 8 hojas). Así mismo, la longitud de las raíces (23,7 cm de media general) y el porcentaje de germinación relativa (87% de media general) no se vieron afectados por las diferentes mezclas de compost y turba. Con relación al tipo de bandeja, el porcentaje de germinación relativa, la longitud de la raíz y el número de hojas en las plántulas de cardo tampoco se vieron afectadas. Por otra parte, el peso fresco y el peso seco sí que variaron en función del tipo de bandeja empleada, siendo superior en las bandejas de tipo A (7,4 y 1,0 g planta⁻¹) que en las de tipo B (5,1 y 1,0 g planta⁻¹).

Los resultados obtenidos indicaron que el uso de una mayor proporción de compost mejoró el desarrollo de la planta, alcanzando éstas un mayor crecimiento en las bandejas con más profundidad de alveolo (tipo A). Dentro del ciclo biológico del cardo, la etapa inicial se caracteriza por la germinación, el desarrollo radicular y la formación de la roseta basal (Archontoulis *et al.*, 2010b). El estado y velocidad de desarrollo de la roseta basal se encuentra supeditado, por una parte, a la disponibilidad de recursos para la planta y por otra, a la cantidad de los mismos que la plántula invierte en el desarrollo de su sistema radicular (Fernández *et al.*, 2006). El hecho de haber obtenido un mayor peso, tanto seco como fresco, puede interpretarse como un síntoma de un estadio de desarrollo más avanzado en las plántulas crecidas en bandejas tipo A comparativamente con las de tipo B. En líneas generales, este resultado es de alguna manera esperable, dado que una mayor profundidad en el contenedor implica una mayor componente gravimétrica, que ayuda a que la aireación y el drenaje del sustrato sea más adecuada (Carmona y Abad, 2008), al tiempo que permite un mayor desarrollo potencial de la plántula. Por otra parte, con respecto al efecto del uso de proporciones crecientes de compost de lodo de depuradora, los resultados recogidos en la bibliografía son, en parte, contradictorios. Por un lado, se ha reportado que el empleo de compost mejora el desarrollo vegetal, dado que se considera una fuente de nutrientes y supresora de agentes fitopatógenos (Hernández-Apaolaza *et al.*, 2005; Veeken *et al.*, 2005; Grigatti *et al.*, 2007; Ostos *et al.*, 2008). Sin embargo, por otro lado, también puede restringir el crecimiento vegetal debido a un excesivo contenido de sales en el material residual empleado (Ribeiro *et al.*, 2000; Cai *et al.*, 2010). Considerando la conductividad eléctrica (CE) cuantificada en el compost empleado, una mayor proporción de este material implicaría mayor contenido en sales y, por tanto, una potencial disminución en el crecimiento. Sin embargo, los resultados apuntaron en la dirección opuesta, obteniendo mejores resultados con una mayor proporción de compost, probablemente debido a la relativa halotolerancia presente en el cardo (Raccuia *et al.*, 2004b; Benlloch-González *et al.*, 2005).

Precisamente la halotolerancia de los cultivos es un rasgo a tener en consideración en el manejo de los agrosistemas en las regiones con escasez de agua. Este es el caso de la región mediterránea, caracterizada por ser una de las áreas más secas para la agricultura a nivel global (Jacobsen *et al.*, 2012). Considerando la limitación en cuanto a recursos hídricos se refiere, así como los futuros incrementos en la demanda del recurso agua y los potenciales impactos derivados del cambio climático, las fuentes no convencionales de agua (ej. aguas residuales) probablemente representarán un recurso clave para la agricultura en estas zonas. A pesar de que estas fuentes de aguas pueden ser empleadas satisfactoriamente para el riego, en las zonas con escasez de agua suelen presentar un elevado contenido de sales (Qadir *et al.*, 2007). Generalmente, la salinidad afecta negativamente tanto a la producción de biomasa (crecimiento), como a la calidad de la misma (composición mineral) (Shannon y Grieve, 1999; Munns, 2002). Por tanto, en los agro-sistemas mediterráneos donde se empleen fuentes no convencionales de agua para riego, conviene seleccionar especies vegetales con cierta resistencia a la salinidad e investigar el impacto que la calidad de la misma tiene sobre el desarrollo del cultivo. En este sentido, el cardo es una especie a considerar por su adaptación a los ambientes mediterráneos (Grammelis *et al.*, 2008), su multiplicidad de usos (Fernández *et al.*, 2006) y su relativa halotolerancia (Raccuia *et al.*, 2004b; Benlloch-González *et al.*, 2005). Las investigaciones llevadas a cabo acerca del efecto de la salinidad sobre el cardo se han limitado a cubrir el periodo vegetativo, sin emplear una matriz sólida compleja, como es el suelo, para su crecimiento (Raccuia *et al.*, 2004b; Benlloch-González *et al.*, 2005; Colla *et al.*, 2012). Por tanto, existen incertidumbres con respecto a los efectos que la salinidad del agua riego, en interacción con el tipo de suelo empleado para el cultivo, ejercerán sobre las estructuras reproductivas del cardo. Teniendo en cuenta que éste es el principal material aprovechado para usos energéticos y que los rendimientos obtenidos, así como la calidad de la biomasa, condicionan los usos para los cuales el cardo es susceptible de ser empleado, este conocimiento es de gran interés para los productores.

Con objeto de proveer más información a este respecto se llevó a cabo un ensayo en tiestos, cuyos resultados se recogieron en el artículo original **“Saline irrigation effects on *Cynara cardunculus* L. plants grown in Mediterranean soils”**, publicado en la revista *HortScience* (ver Anexo 2).

El experimento se llevó a cabo en el mismo invernadero citado en la anterior publicación, entre los años 2009 y 2010, y su objetivo fue determinar el efecto del riego con agua salina sobre el crecimiento y la calidad de la biomasa de las plantas de cardo crecidas en suelos mediterráneos. Se estudiaron 3 tratamientos de riego junto con 2 tipos de suelo en un diseño completamente aleatorio con tres réplicas durante un ciclo de desarrollo completo del cardo (octubre-julio). Los tratamientos de riego se basaron en la CE del agua (0,7, 2 y 3 dS m⁻¹), estableciéndose los valores de los tratamiento más altos por adición de NaCl al agua de 0,7 dS m⁻¹. El principal criterio seguido para la elección de la CE de los tratamientos de 2 y 3 dS m⁻¹ fue simular el valor medio de CE de las aguas de riego de media y baja calidad utilizadas habitualmente en el sureste español, dada la carencia de aguas de mejor calidad. Por otra parte, se escogieron dos suelos presentes en parcelas agrícolas de la provincia de Alicante (Algorós y San Felipe Neri). La principal razón para escoger estos suelos fue que diferían en el contenido de sales (S_A – menor contenido de sales; S_B – mayor contenido de sales), de manera que su empleo permitiría discernir si el contenido inicial de sales presentes

en el suelo afecta al desarrollo del cardo. Considerando los efectos beneficiosos del compost de biosólido en el sistema suelo-planta bajo condiciones salinas (Lakhdar *et al.*, 2009), los suelos seleccionados fueron enmendados con una cantidad fija de compost (6 kg m^{-2} , equivalente a $0,52 \text{ kg tiesto}^{-1}$), obtenido de la EDAR de Aspe. En octubre de 2009 se prepararon los tiestos con el suelo enmendado y las plántulas de cardo, regándolas hasta el principio de enero con agua de buena calidad ($0,7 \text{ dS m}^{-1}$), momento a partir del cual empezaron a aplicarse los tratamientos salinos. La frecuencia de riego se determinó mediante una sonda (WET sensor) y un medidor de humedad (HH2) (Delta T Services, U.K.) configurados específicamente para cada tipo de suelo. Así mismo, empleando este mismo instrumental, se registró la conductividad del agua contenida en los poros del suelo (EC_p), obteniendo así datos dinámicos respecto a los cambios de CE en el suelo. En este ensayo se consideraron diversos parámetros morfométricos (altura, número de inflorescencias y peso seco), así como otros relacionados con la calidad de la biomasa (concentración mineral de los tejidos y contenido total de elementos extraídos por la planta). El impacto sobre las estructuras reproductivas (cosecha de semillas y proporción peso de semillas/peso inflorescencia) fue determinado mediante los modelos propuestos por Archontoulis *et al.* (2010a).

El crecimiento del cardo se vio condicionado principalmente por los tratamientos de riego más que por el tipo de suelo, experimentando una considerable reducción en lo que a producción de biomasa se refiere. La salinidad presente en ambos tipos de suelo para los diferentes tratamientos de riego ($0,7$, 2 y 3 dS m^{-1}) se situó en torno a los $1,5$, $2,5$ y 4 dS m^{-1} , respectivamente. Bajo estos niveles de salinidad, la producción de biomasa aérea y especialmente, de estructuras reproductivas (tallos e inflorescencias) fueron afectadas de manera negativa. La producción de biomasa aérea se redujo en aproximadamente un tercio en las plantas regadas con 3 dS m^{-1} respecto a las control ($0,7 \text{ dS m}^{-1}$), mientras que la producción de semillas fue especialmente sensible a la salinidad, presentando una disminución del 15% y 57% (2 y 3 dS m^{-1} , respectivamente) con respecto a las plantas control. Los tratamientos de riego favorecieron un aumento en la concentración Na y Cl, principalmente en las hojas, así como una disminución en los niveles de Mg y P. En lo que respecta al efecto del tipo de suelo, los principales elementos afectados fueron K, Mn y P, mostrando una mayor concentración de estos elementos las plantas S_A . Los resultados obtenidos para el contenido mineral de la biomasa superficial del cardo fueron parecidos a los anteriormente comentados para la concentración de los tejidos. El contenido en macronutrientes (K, Mg y P) descendió en las plantas regadas con agua salina en comparación con las plantas control, a la par que el contenido en Cl y Na aumentaba. Con respecto al efecto del tipo de suelo, destacó el contenido en K, que claramente presentó mayores valores en las plantas crecidas en S_A que en S_B .

Entre los efectos comúnmente observados en las plantas bajo estrés salino se encuentran la reducción en la producción de biomasa y la disminución de la altura (Läuchli y Epstein, 1990; Shannon y Grieve, 1999). Estos efectos son generalmente causados por una elevada presencia de sales en la rizosfera, que limita la cantidad de agua disponible (estrés osmótico), dificultando la adquisición de nutrientes esenciales y favoreciendo la acumulación de elementos potencialmente tóxicos para la planta (estrés iónico) (Munns y Tester, 2008). En el experimento pudo observarse que el cardo era capaz de completar su ciclo biológico, aunque a costa de una disminución considerable en el desarrollo de las estructuras reproductivas (inflorescencias y tallos) y un aumento en la acumulación de sales. De acuerdo

a White y Broadley (2001), los efectos tóxicos comienzan a manifestarse en las plantas cuando se supera en los tejidos una concentración de Cl⁻ (en peso seco) comprendida entre 4-7 g kg⁻¹ (no halófitas) o 15-50 g kg⁻¹ (halófitas). Dada la elevada concentración de Cl (aproximadamente de 30-50 g kg⁻¹ en el tallo y 40-80 g kg⁻¹ en las hojas) y teniendo en cuenta que no se apreciaron síntomas relacionados con desórdenes nutricionales, el cardo presentó un comportamiento asimilable a especies halotolerantes. Varias especies resistentes a la salinidad acumulan elementos potencialmente tóxicos (Cl y Na) en las hojas, dentro de las vacuolas, compensando el equilibrio osmótico celular con elementos inorgánicos (ej. K) u orgánicos (Munns y Tester, 2008). Los resultados obtenidos (mayor presencia de Cl, K y Na en las hojas), así como los citados por otros investigadores (Benlloch-González *et al.*, 2005) apoyan la tesis de que el cardo emplea este mecanismo de osmorregulación, propio de especies halotolerantes. Por tanto, es esperable que ante incrementos de salinidad, el contenido de Cl y Na aumente mientras que el de K y Mg disminuya. Cabe comentar que una elevada concentración de Na en la solución del suelo generalmente favorece una disminución en la disponibilidad de K y Mg (por sustitución en el complejo de cambio), así como implica una mayor dificultad para la absorción de estos elementos por parte de la planta debido al efecto del ión común (Maathuis y Amtmann, 1999; Grattan y Grieve, 1999). Sin embargo, a pesar de que estos efectos fueron observados (ej. descenso contenido Mg), también se pudo apreciar que la afinidad del cardo por el K fue elevada, dado que el contenido de K en la planta estuvo condicionado por la concentración presente en el suelo. Solano *et al.* (2010) observó que el contenido de K en la biomasa de cardo variaba acorde a las diferentes dosis de fertilización potásica aplicadas, mientras que Maathuis y Amtmann (1999) indicaron que la toma de los iones K⁺ en la interfase suelo/raíz es un proceso activo y selectivo. Por tanto, se puede afirmar que bajo los niveles de salinidad ensayados e independientemente de la cantidad de Na presente, el cardo es capaz de tomar el K de manera proporcional a la disponibilidad de este elemento en el suelo. Aunque todos los rasgos observados indican que el crecimiento del cardo con riego salino es viable, lo que aparentemente parece inviable es su uso como cultivo energético a nivel industrial. Por una parte, el descenso de la cosecha de semillas compromete seriamente la producción de aceite, reduciendo, por tanto, la potencial producción de biodiesel (Curt *et al.*, 2002). Por otra parte, la salinidad reduce la producción de la biomasa superficial y, aun en el caso de considerarse aceptable, su uso como biocombustible sólido se vería dificultado por la disminución en la calidad de la misma (ej. aumento de Na y el Cl), que acorta la vida útil de las calderas empleadas para su combustión (Monti *et al.*, 2008; Obernberger *et al.*, 2006). Por todo ello, la aptitud del cardo como cultivo energético se ve disminuida bajo las condiciones de manejo ensayadas. Las futuras líneas de investigación deberán evaluar condiciones de manejo distintas que permitan mejorar la calidad y la cantidad de la biomasa obtenida para considerar su uso como biocombustible, explorando otros usos compatibles con el riego salino, como el cultivo del cardo como agente protector frente a la erosión (Grammelis *et al.*, 2008) o como fuente de principios activos medicinales (Colla *et al.*, 2012).

Otro de los aspectos considerados en la presente investigación fue el uso de lodos de depuradora compostados como alternativa o complemento a la fertilización inorgánica convencional en el cultivo de especies vegetales dedicadas a la producción de energía. El uso de los lodos resultantes de la depuración de las aguas residuales aparece como una alter-

nativa técnicamente viable en la Unión Europea, dada la abundante producción y el bajo coste (Fytili y Zabaniotou, 2008). Estos rasgos aseguran su disponibilidad en largo plazo y potencialmente implican una reducción en los costes de producción destinados a la fertilización del cultivo (Song y Ju Lee, 2010). En cuanto a su uso en el contexto de la bioenergía, las primeras experiencias arrojan resultados positivos sobre la cantidad y la calidad de la biomasa producida (Seleiman *et al.*, 2013b; Mañas *et al.*, 2013). Debido a la presencia de metales pesados y compuesto potencialmente tóxicos para la planta (Soriano-Disla, 2010), y a los potenciales problemas que pueden derivarse de la inestabilidad de este material (Blagodatskaya y Kuzyakov, 2008), algunos investigadores y productores prefieren emplear los lodos de depuradora una vez han sido sometidos a un proceso de estabilización y maduración como el compostaje. El compost resultante, una vez aplicado al suelo, supone una fuente efectiva de nutrientes (Casado-Vela *et al.*, 2006), y ejerce un efecto protector frente a procesos degradativos típicos de los suelos mediterráneos, como la erosión o la salinización (García-Orenes *et al.*, 2005; Lakhdar *et al.*, 2009). Por tanto, su uso como fertilizante y mejorador del suelo en los agrosistemas dedicados a la producción de energía, presenta una serie de ventajas y sinergias positivas a nivel ambiental, especialmente en el ámbito mediterráneo. En lo que respecta a la investigación llevada a cabo sobre la fertilización en el cultivo del cardo, existen referencias describiendo el efecto de la aplicación de diferentes tratamientos de fertilizantes inorgánicos (Archontoulis *et al.*, 2010c; Ierna *et al.*, 2012; Solano *et al.*, 2010). Sin embargo, en lo concerniente a fertilización orgánica, las referencias son escasas, siendo el principal trabajo el publicado recientemente por Mañas *et al.* (2013).

Con la intención de proveer más información a este respecto, se plantearon dos experimentos de campo que evaluaron los efectos de la aplicación de diferentes dosis de compost de lodo de depuradora en las características del suelo y del cardo. Los resultados del primer experimento dieron lugar a la publicación del artículo **“Effects of sewage sludge compost on *Cynara cardunculus* L. cultivation in a Mediterranean soil”**, en la revista *“Compost Science & Utilization”* (ver Anexo 3).

El experimento, con una duración de 6 meses, se llevó a cabo en una parcela de las instalaciones de la Estación Experimental del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias en Elche. Su objetivo fue determinar una dosis óptima de aplicación al suelo de compost de lodo de depuradora, considerando para ello el efecto ejercido sobre las propiedades edáficas y sobre el crecimiento del cardo. La parcela experimental (60 m²) fue dividida en 5 subparcelas, aplicando en cada una de ellas 0, 2, 4, 6 y 8 kg m⁻² (T₀, T₁, T₂, T₃ y T₄, respectivamente). El compost, procedente de la EDAR de Aspe (descrito anteriormente), fue mezclado con el horizonte superficial del suelo a principios de enero. Las plántulas de cardo fueron trasplantadas dos semanas después, a razón de 12 por subparcela. Para cubrir los requerimientos hídricos de las plantas se utilizó riego por goteo. A finales de junio, se muestrearon aleatoriamente 4 plantas en las que se determinaron las variables morfológicas (altura, número de inflorescencias, peso fresco y peso seco) y la composición mineral de las hojas (N_k, P, Ca, Mg, K, Na, B, Cu, Fe, Mn, Zn). Así mismo, se tomaron aleatoriamente 8 muestras de suelo en cada subparcela, analizando sus propiedades físico-químicas: pH, CE, N_k, P_{Burriel}, C_{ox} y cationes asimilables (Ca, Mg, K y Na, extraídos mediante acetato amónico y Cu, Fe, Mn y Zn extraídos mediante DTPA).

A pesar de que los resultados indicaron un aumento en la fertilidad del suelo, las variables morfométricas del cardo no presentaron diferencias debido a los tratamientos de compost, siendo escasamente afectada la composición mineral de las hojas. De entre las propiedades del suelo significativamente afectadas por los tratamientos de compost, fueron C_{ox} , N_K y $P_{Burriel}$ las que presentaron diferencias más acusadas con respecto al control (T_0), en comparación con el resto de variables edáficas (Mg, Fe, pH y Zn). Los tratamientos que principalmente indujeron estas variaciones estaban comprendidos entre T_2 y T_4 . A pesar de la mejora observada en la disponibilidad de nutrientes, las plantas de cardo, aparentemente, no se desarrollaron de manera diferencial en suelos enmendados con una mayor proporción de compost. La media general (sin tener en cuenta los tratamientos) por planta fue de 149 cm de altura, 16 inflorescencias, 7,9 kg (peso fresco) y 1,3 kg (peso seco). En lo que se refiere a la composición mineral, solamente la concentración de Fe se vio afectada, diferenciándose las plantas crecidas en T_0 y T_1 (700-900 mg kg⁻¹) del resto de plantas desarrolladas con mayores cantidades de compost ([Fe]>1000 mg kg⁻¹).

Los resultados observados sobre las propiedades del suelo (incremento general de la fertilidad), son similares a los reportados por otros autores en ambientes mediterráneos aplicando cantidades de compost de lodo de depuradora parecidas (Warman y Termeer, 2005; Casado-Vela *et al.*, 2006; Larchevêque *et al.*, 2006; Casado-Vela *et al.*, 2007). En líneas generales, los suelos calcáreos mediterráneos tienden a restringir la disponibilidad de macroelementos como el P y de microelementos como el Cu, Fe y Zn (Torrent, 2005), limitando potencialmente el crecimiento vegetal. Sin embargo, con la aplicación de los lodos compostados, estos elementos son liberados progresivamente de una matriz orgánica, actuando por tanto en el medio plazo y permitiendo un mejor aprovechamiento por parte de la planta (Moral y Muro, 2008). Por otra parte, el incremento en los niveles de Zn y Fe en los suelos enmendados suele estar relacionado con la elevada concentración de estos elementos en el compost, así como por el efecto del pH y la materia orgánica soluble en la movilidad de estos metales (el descenso del pH aumenta su movilidad) (Smith, 2009a). Con respecto al desarrollo del cardo, el hecho de que las plantas cultivadas en la subparcela control fueran similares a las enmendadas con compost de lodo, sugirió que las necesidades nutricionales del cardo habían sido satisfechas en todos los tratamientos. El cardo es una especie con un sistema radicular potente, capaz de aprovechar los nutrientes de fertilizaciones anteriores que se encuentren presentes en profundidad en el suelo (Fernández, 2005). Por otra parte, dado que la respuesta del cardo a la cantidad de compost aplicada fue escasa, que los efectos beneficiosos para el suelo podían considerarse evidentes a partir de T_2 , no apreciándose diferencias entre T_3 y T_4 , y con objeto de minimizar la cantidad de metales pesados incorporados en el suelo, el rango óptimo de aplicación de compost se estableció entre 4 y 6 kg m⁻². A pesar del interés de los resultados anteriores, las conclusiones extraídas fueron parciales ya que el experimento solamente consideró el primer ciclo biológico (año de establecimiento) del cardo.

Por ello, se llevó a cabo el segundo experimento de campo, esta vez de 3 años de duración. El artículo que describe este experimento de campo fue **“Sewage sludge compost use in bioenergy production- A case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop”**, publicado por la revista *“Journal of Cleaner Production”* (ver Anexo 4). En el mismo se plantea alcanzar dos objetivos: i) evaluar los efectos de la aplicación de compost de lodo de depuradora, como fertilizante basal, en los rendimientos productivos del cardo

(biomasa, semillas, aceite y energía); ii) determinar una dosis óptima de aplicación acorde a las condiciones del ensayo y los resultados obtenidos.

El experimento se llevó a cabo durante los años 2008 y 2011, en la región agraria de Algorós. Esta región está comprendida dentro de la provincia de Alicante, donde aproximadamente un cuarto de los terrenos agrícolas se encuentran en situación de abandono (Fernández *et al.*, 2011), presentando los suelos naturaleza caliza (elevado pH), estructura pobre (ej. baja infiltración) y niveles de C_{ox} bajos (<2%). El área para llevar a cabo el experimento fue escogida de manera que fuera representativa de los rasgos anteriormente mencionados. Mediante un diseño en bloques completamente aleatorios con tres réplicas, se probaron 4 dosis de compost de lodo de depuradora. Cada réplica correspondió con una parcela, que fue dividida a su vez en 4 subparcelas, donde se aplicaron cada uno de los tratamientos de compost: T_0 (0 t ha⁻¹), T_1 (30 t ha⁻¹), T_2 (50 t ha⁻¹) y T_3 (70 t ha⁻¹). Los tratamientos fueron diseñados de manera que incrementaran los niveles de C_{ox} en el suelo, sin aportar una cantidad de nitrógeno excesiva y sin sobrepasar los valores límites de metales pesados establecidos en el R.D. 1310/1990. El compost se aplicó en sustitución de la fertilización basal, generalmente de carácter inorgánico, que se suele llevar a cabo previamente al establecimiento del cultivo del cardo (Fernández, 2005). El compost se obtuvo de la EDAR de Aspe (descrito anteriormente) y fue mezclado con la capa superficial del suelo (30 cm). Las semillas de cardo fueron obtenidas de manera comercial (descrito anteriormente). Una vez germinadas en semilleros, las plántulas de cardo fueron trasplantadas al campo, disponiendo 48 por parcela (12 por subparcela). Teniendo en cuenta que en la bibliografía se cita la necesidad de aplicar una tasa de reposición de los nutrientes extraídos por el cultivo en forma de fertilización anual (ver Anexo 4, Tabla 1), se asumió que este tipo de práctica era habitual y aconsejable, por lo que, acorde a los nutrientes principalmente extraídos por la biomasa aérea del cardo (N<P<K) (Fernández *et al.*, 2006) se determinó aplicar 50-80-100 kg ha⁻¹ (N-P₂O₅-K₂O) a través del agua de riego (goteo). Dado que la disponibilidad de agua es uno de los elementos que condicionan en mayor medida el desarrollo y crecimiento del cardo (Verissimo, 1999), se procuró que las plantas dispusieran de la misma cantidad de agua disponible (aproximadamente 760 mm año⁻¹), dado que de esta manera los efectos derivados de la aplicación del compost podrían observarse de manera más clara. Una vez que las semillas contenidas en las inflorescencias del cardo estuvieron llenas y maduras, dos plantas fueron aleatoriamente escogidas, muestreadas, pesadas y diseccionadas en sus diferentes fracciones (hojas, tallo e inflorescencias). Los parámetros morfométricos considerados fueron: altura, número de inflorescencias, número de tallos, peso seco de cada fracción, proporción sobre el peso total de cada fracción, producción de biomasa aérea, producción de semillas y peso de 1000 semillas. El contenido de aceite se determinó mediante resonancia magnética nuclear (Minispec 120, Bruker) tal y como fue descrito en el artículo de Curt *et al.* (2002). A partir de este dato y de la producción de semillas se determinó la producción de aceite. Por otra parte, el poder calorífico (HHV₀) de cada una de las diferentes fracciones del cardo se midió empleando un calorímetro (Leco AC 3500). La cantidad de energía obtenida por cosecha se determinó empleando los datos de producción de biomasa y el HHV₀. Finalmente, al margen de la estadística descriptiva básica y con objeto de discriminar entre los efectos inducidos por los diferentes factores experimentales (tratamiento de compost, parcelas o bloque y ciclo biológico o productivo) se llevó a cabo un análisis estadístico

basado en modelos lineales mixtos (paquete estadístico “R”). Se escogió esta tipo de análisis dado que se podía asumir, de manera razonable, que tanto el ciclo biológico como la parcela eran factores aleatorios, mientras que la dosis de compost era un factor fijo. El modelo evaluó todos los posibles efectos e interacciones, descartando aquellos que no fueron significativos. La estimación de los parámetros del modelo se llevó a cabo mediante el algoritmo REML. El modelo resultante permitió estimar el efecto de la aplicación del compost dentro de cada nivel, así como discriminar potenciales diferencias con el tratamiento control (T_0).

Los resultados mostrados por los estadísticos descriptivos indicaron que, el ciclo biológico o ciclo productivo, influyó en gran medida a todas las variables morfométricas excepto el peso de 1000 semillas, la proporción sobre el peso total de cada fracción del cardo, el HHV₀ y el porcentaje de aceite de las semillas. En el resto de variables se apreciaron mayores diferencias entre el 1° y el 2° año de cultivo que entre el 2° y 3° año de cultivo. En lo que respecta al efecto del compost de lodo de depuradora, se observó un incremento en la producción de biomasa aérea y en la producción de semillas, del 40% y 68%, respectivamente (comparativa entre T_0 y T_3 ; valor promedio de los 3 años de ensayo). La producción de aceite y la cosecha de energía fueron afectadas de manera similar a las anteriores variables. Aquellas variables que no fueron influenciadas por el ciclo biológico tampoco lo fueron por el compost, mostrando los siguientes valores medios: 22,3% (porcentaje aceite de las semillas); 17,8 MJ m⁻² (HHV₀ promedio de la biomasa aérea del cardo); 40 g (peso de 1000 semillas); 43% (porcentaje de tallos+hojas sobre el peso total) y 57% (porcentaje de inflorescencias sobre el peso total). Los resultados de los modelos generales mixtos fueron similares a los resultados mostrados por los estadísticos descriptivos, indicando que el compost afectaba significativamente a la producción de biomasa ($P \leq 0,05$), la producción de semillas ($P \leq 0,06$), el contenido de aceite ($P \leq 0,5$), la producción de aceite ($P \leq 0,05$) y la producción de energía ($P \leq 0,07$). Las principales diferencias (significativas; $P \leq 0,05$) para estas variables fueron observadas entre los tratamientos T_2 - T_3 y el control.

El ciclo productivo condiciona en gran medida el desarrollo del cardo en los primeros años de cultivo, principalmente debido a dinámicas inherentes a la propia especie. Durante el 1° año de cultivo, el cardo invierte gran parte de sus recursos energéticos en el desarrollo de su sistema radicular (Archontoulis *et al.*, 2010b). En primer lugar, tras la germinación y crecimiento satisfactorio de las raíces, el cardo desarrolla una frondosa roseta basal que le permite aumentar la cantidad de fotoasimilados (Archontoulis *et al.*, 2010b). Es durante los meses de febrero a mayo, en los que las condiciones ambientales son más favorables a la producción de fotoasimilados, cuando el cardo destina parte de esos recursos a un mayor desarrollo radicular y a la acumulación de reservas en forma de azúcares (principalmente inulina) (Raccuia y Melilli, 2010). Estas reservas son movilizadas en futuros periodos de alta demanda energética, como en el desarrollo de la roseta basal o de las estructuras reproductivas (Raccuia y Melilli, 2010), favoreciendo el rebrote de la planta y su posterior crecimiento. Por tanto, los rendimientos obtenidos durante el 1° año de cultivo suelen ser menores que en los posteriores (Ierna *et al.*, 2012), tal y como se pudo observar. Adicionalmente a lo anteriormente comentado, otros factores como la evapotranspiración experimentada por el cultivo (2° año < 3° año) y la disponibilidad de los nutrientes provistos por compost (superior en los 2 primeros años de estudio), pudieron motivar las diferencias observadas entre el 2° y el 3° años de cultivo. Dado que el porcentaje de aceite de las semillas y el HHV₀ no

variaron, la adición de compost aumentó la producción de biomasa y de semillas de manera directa, lo cual supuso un aumento en la producción de aceite y energía de manera indirecta. Los valores medios de producción obtenidos fueron coherentes con los reportados por otros investigadores en experimentos llevados a cabo en zonas mediterráneas, empleando el cardo como cultivo (ver Anexo 4, Tabla 1). A pesar de ello, las potenciales diferencias observadas con algunos autores fueron atribuidas a condiciones de manejo diferentes a las del presente experimento, destacando la disponibilidad de agua y la fertilización aplicada. La producción de biomasa de cardo en condiciones de secano se encuentra altamente correlacionada con la precipitación anual, siendo esta relación de signo positivo (Fernández *et al.*, 2006; Grammelis *et al.*, 2008). De manera similar, en los ensayos donde la disponibilidad de agua es un factor limitante, un aumento en la misma conlleva asociado un incremento en los rendimientos productivos (Verissimo, 1999; Archontoulis *et al.*, 2010c). En lo que respecta a la fertilización, normalmente nitrogenada, suele ejercer un efecto positivo, produciendo un aumento en el peso seco total de la planta y, especialmente, en la producción de semillas (Archontoulis *et al.*, 2010c; Ierna *et al.*, 2012). Dado que el compost de lodo de depuradora mejora las propiedades físicas del suelo (ej. retención del agua) (Tejada *et al.*, 2006) y actúa como una fuente de nutrientes (Casado-Vela *et al.*, 2006; Moral y Muro, 2008), la mejora en los rendimientos productivos pudo estar motivada por estos factores. La disponibilidad de nutrientes favorecida por el compost no se produce exclusivamente de manera directa (cantidad añadida con el material orgánico), sino también de manera indirecta, mejorando la capacidad del suelo para retenerlos (De Lucia *et al.*, 2013). Bajo este supuesto, la planta dispondría de los elementos nutritivos liberados de manera progresiva por el compost, junto con aquellos suministrados mediante la fertilización inorgánica que no hubieran sido consumidos en el momento de la aplicación. Estos nutrientes permanecerían retenidos en el complejo de cambio, aumentando la disponibilidad para la planta, tanto en cantidad como en el período de aprovechamiento de los mismos. En cualquier caso, es prometedor el hecho de que hayan mejorado los rendimientos productivos del cardo debido a una sola aplicación de compost (entre 50-70 t ha⁻¹ y durante un período de 3 años) al inicio del cultivo. Es interesante para los productores, dado que la mayor parte de los costes económicos y energéticos del cultivo del cardo son debidos al uso de fertilizantes inorgánicos (Dufour *et al.*, 2013). Así mismo, es fundamental de cara a mejorar el sistema suelo-planta en los ambientes mediterráneos. Un incremento estable en la cantidad de materia orgánica del suelo, generalmente implica una mejora en la calidad del mismo (Gherbin *et al.*, 2001; Sojka *et al.*, 2003). Adicionalmente, si se tiene en cuenta que el cardo protege frente a la erosión (Grammelis *et al.*, 2008), puede asumirse que con el manejo llevado a cabo en el experimento, se favorece, potencialmente, la reducción de los procesos erosivos de los suelos. Este hecho es importante, dado que el suelo es un recurso natural no renovable y especialmente vulnerable en las zonas mediterráneas (Marques *et al.*, 2007). Por todo lo comentado anteriormente, en la presente investigación se ha constatado que es posible desarrollar, bajo condiciones ambientales y culturales similares a las ensayadas, un cultivo energético como el cardo, mejorando la cosecha obtenida, disminuyendo los costes de producción y maximizando las sinergias ambientales (protección del suelo), gracias a la valorización de un residuo (lodos de depuradora compostados) en forma de fertilizante orgánico basal en tasas de aplicación de 50 t ha⁻¹.

Conclusiones / *Conclusions*



Las conclusiones más relevantes que se derivan de la presente tesis, siguiendo el orden de la exposición de los resultados plasmados en los artículos presentados, son:

1. El compost de lodo de depuradora es un material susceptible de ser empleado como sustrato en la preparación de semilleros de cardo. El uso de elevadas proporciones de este material no afecta significativamente a la germinación ni al desarrollo de las plántulas de cardo. Acorde a los resultados obtenidos, se recomienda una proporción de compost y turba, con características similares a las empleadas en nuestros ensayos, de 75/25 (v/v), como alternativa al uso exclusivo de turba en los semilleros de cardo.
2. El uso de agua para el riego de calidad media-baja (presencia predominante de NaCl y CE entre 2 y 3 dS m⁻¹) puede implicar una reducción del crecimiento del cardo. Bajo riego con agua de CE de 3 dS m⁻¹, la reducción en la producción de biomasa aérea ha sido del ≈33%, mientras que la producción de semillas disminuyó un 57%, ambas respecto del control. Este hecho compromete su uso como cultivo energético, especialmente para la generación de biodiesel. Adicionalmente, la biomasa producida presenta un contenido mayor de Cl y Na, lo cual disminuye su calidad como biocombustible sólido. Por tanto, el riego salino puede dificultar el uso del cardo como cultivo energético.

The most relevant conclusions derived from this thesis, following the order of the exposure of the results embodied in the research articles, are:

1. *Sewage sludge compost is a suitable material for the nursery of cynara. The use of high proportions of sewage sludge compost as seedbed substrate neither significantly affects cynara seeds germination, nor cynara seedlings growth. According to the results obtained and limited to the materials with similar characteristic to those used in our experiment, a proportion of sewage sludge compost and peat of 75/25 (v/v) is proposed as an alternative to the exclusive use of peat for nursery.*
2. *The use of medium to low water quality irrigation sources (predominance of NaCl and EC comprised between 2-3 dS m⁻¹) might impair the growth. Under saline irrigation (EC=3 dS m⁻¹) the decrease observed, compared to the control, for aboveground biomass and for seeds production was of, approximately, 33% and 57%, respectively. This fact risks cynara use for bioenergy production, especially the use of cynara for biodiesel generation. Additionally, the biomass produced exhibits higher Cl and Na content, which diminish its quality as solid biofuel. Consequently,*

3. Adicionalmente, se observó que el cardo posee ciertos rasgos comunes con especies halotolerantes. Una de las características observadas es la osmorregulación por acumulación de elementos inorgánicos (Cl, K y Na). Otra de ellas es la elevada capacidad de absorción y acumulación de K del cardo que, incluso bajo las condiciones de salinidad estudiadas (CE en los suelos entre 1,5-4 dS m⁻¹), propicia que los niveles de este elemento en la planta sean elevados. Por otra parte, se propone el uso del Mg como indicador de estrés salino en las plantas de cardo crecidas en suelos calcáreos mediterráneos, por la sensibilidad mostrada por su concentración en planta a la salinidad.

saline irrigation may hinder the role of cynara as energy crop.
4. El uso de compost de lodo de depuradora como enmienda orgánica mejora la producción de biomasa aérea, de semillas, de aceite y de energía del cardo bajo tasas de aplicación de entre 50 y 70 t ha⁻¹. Se considera que el principal efecto es el incremento en la producción de biomasa aérea y de la producción de semillas (aumento del 40% y el 68%, respectivamente, ante tasas de aplicación de compost de 70 t ha⁻¹ versus 0 t ha⁻¹), siendo la mejora en la cosecha de aceite y de energía una consecuencia. Por tanto, la adición de biosólidos compostados mejora potencialmente el valor del cardo como cultivo energético para la obtención de biocombustibles líquidos y sólidos.

3. Complementary to the previously mentioned, cynara exhibits certain traits commonly observed in halophytes. One of these characteristics is the osmoregulation mediated by the accumulation of inorganic elements (Cl, K y Na). Another characteristic is the high K-absorption and accumulation ability of cynara which, even under the saline conditions studied (soil EC comprised between 1.5-4 dS m⁻¹), favours the presence of high K-levels in the plant. On the other hand, the use of Mg as saline stress indicator is proposed for cynara plants grown in calcareous editerranean soils, mainly due to the sensitivity to salinity shown by the concentration of this element in the plant.
5. La enmienda con compost de biosólidos, aplicado entre 40 y 60 t ha⁻¹, incrementa la fertilidad potencial en el suelo estudiado. Las variables principalmente afectadas fueron aquellas relacionadas con la fracción orgánica (C_{ox}, N_K y P_{Burriel}) mostrando un evidente aumento en sus niveles.

4. The application of sewage sludge compost, as organic amendment, at rates comprised within 50-70 t ha⁻¹, improved the yields of aboveground biomass, seeds, oil and energy. The primary effect is considered to be the enhancement of aboveground biomass and seeds production (increase of 40% and 68%, respectively; plants grown under 70 t SSC ha⁻¹ versus those grown under 0 t SSC ha⁻¹), being the improvement in oil and energy yields assumed to be a consequence of the former effect. Hence, the use of composted biosolids strengthen the role of cynara as energy crop, either as solid or liquid biofuel.
5. Sewage sludge compost amendment, applied at rates comprised between 40 and 60 t ha⁻¹, enhances the potential fertility of the studied soil. The variables that were primarily affected were those related the soil organic fraction (C_{ox}, N_K and P_{Burriel}), showing an evi-

les respecto del control. Otras variables, como el descenso de pH y el aumento de algunos micronutrientes (Fe y Zn), fueron también afectadas, aunque en menor medida.

6. El rango de aplicación óptimo de compost de lodo de depuradora, en el que se observó la mayor cantidad de efectos positivos para el crecimiento del cardo y las características del suelo, podría estar comprendido entre 50 t ha^{-1} y 70 t ha^{-1} . Sin embargo, en aras de reducir los potenciales efectos negativos usualmente asociados a los biosólidos (ej. adición de metales pesados) y mantener los efectos beneficiosos observados en el suelo, se recomienda una tasa de aplicación de compost de lodo de depuradora de 50 t ha^{-1} para el cultivo de cardo dedicado a la producción de bioenergía.

Además de los estudios dentro de la presente tesis, existen otros trabajos en preparación para ser enviados a revistas internacionales, que abordarán los potenciales efectos de la aplicación de compost de lodo de depuradora sobre las características de los suelos mediterráneos, la composición mineral de la biomasa de cardo y las relaciones nutricionales en el sistema suelo-planta. Todos ellos representan líneas de actuación que se esperan poder desarrollar en un futuro.

dent rise in their levels with respect to the control. Other variables affected, yet to a lesser extent, were the pH and some micronutrients (Fe and Zn), whose levels increased and decreased, respectively.

6. *The optimum sewage sludge compost application range, namely that showing positive effects both for cynara growth and for soil properties, could be comprised within 50 t ha^{-1} and 70 t ha^{-1} . However, in order to minimize the potential negative effects usually associated to biosolids (i.e. heavy metals loading) and to maintain the beneficial effects observed in the soil, a sewage sludge compost application rate of 50 t ha^{-1} is recommended for cynara cultivation as energy crop.*

Additionally to the studies shown in the present thesis, there are other research works in preparation to be submitted to international peer-reviewed journals, which will cover the potential effects of sewage sludge compost application on the characteristics of mediterranean soils, the mineral composition of the biomass of cynara and the nutritional relationships in the soil-plant system. These topics are representative of lines of research expected to be undertaken in the future.

Referencias bibliográficas



- Abad, M., Noguera, P., Burés, S. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. *Bioresour. Technol.* 77: 197-200.
- Abelha, P., Franco, C., Pinto, F., Lopes, H., Gulyurtlu, I., Gominho, J., Lourenço, A., Pereira, H. 2013. Thermal conversion of *Cynara cardunculus* L. and mixtures with *Eucalyptus globulus* by fluidized-bed combustion and gasification. *Energ. Fuels* 27: 6725-6737.
- Adriano, D.C., Bolan, N.S., Vangronsveld, J., Wenzel, W.W. 2005. Heavy Metals. En: Hillel, D. (ed). *Encyclopedia of soils*, pp 175-182. Elsevier
- Agencia Europea de Medio Ambiente. 2010. Estimación del potencial de bioenergía de la agricultura compatible con el medio ambiente. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Agencia Europea del Medio Ambiente, 2011. Cómo obtener los máximos beneficios ambientales del potencial de bioenergía de Europa. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agric. Ecosys. Environ.* 168: 25-36.
- Aho, M., Gil, A., Taipale, R., Vainikka, P., Vesala, H. 2008. A pilot-scale fireside deposit study of co-firing *Cynara* with two coals in a fluidised bed. *Fuel* 87: 58-69.
- Alexandre, A.R., Dias, A.M.A., Seabra, I.J., Portugal, A.A.T.G., de Sousa, H.C., Braga, M.E.M. 2012. Biodiesel obtained from supercritical carbon dioxide oil of *Cynara cardunculus* L. *J. Supercrit. Fluids* 68: 52-63.
- Angelakis, A.N., Marecos do Monte, M.H., Bontoux, L., Asano, T. 1999. The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: need for guidelines. *Water Res.* 33(10): 2201-2217.
- Angelini, L.G., Ceccarini, L., Di Nasso, N. N., Bonari, E. 2009. Long-term evaluation of biomass production and quality of two cardoon (*L.*) cultivars for energy use. *Biomass Bioenerg.* 33: 810-816.
- Aquilanti, L., Babini, V., Santarelli, S., Osimani, A., Petruzzelli, A., Clementi, F. 2011. Bacterial dynamics in a raw cow's milk *Caciotta* cheese manufactured with aqueous extract of *Cynara cardunculus* dried flowers. *Lett. Appl. Microbiol.* 52: 651-659.
- Araus, J. 2004. The problems of sustainable water use in the Mediterranean and research requirements for agriculture. *Ann. Appl. Biol.* 144: 259-272.
- Archontoulis, S.V. 2011. Analysis of growth dynamics of Mediterranean bioenergy crops. PhD Tesis. Wageningen University, Wageningen.

- Archontoulis, S.V., Danalatos, N.G., Tsalikis, D.A. 2007. Irrigation and N-fertilization effects on the growth and productivity of sunflower growing in aquic soil in central Greece. Proceedings of the 15th European Biomass Conference, 413-416.
- Archontoulis, S.V., Struik, P.C., Yin, X., Bastiaans, L., Vos, J., Danalatos, N.G. 2010a. Inflorescence characteristics, seed composition, and allometric relationships predicting seed yields in the biomass crop *Cynara cardunculus*. Glob. Chang. Biol. 2: 113-129.
- Archontoulis, S.V., Struik, P.C., Vos, J., Danalatos, N.G. 2010b. Phenological growth stages of *Cynara cardunculus*: codification and description according to the BBCH scale. Ann. Appl. Biol. 156: 253-270.
- Archontoulis, S.V., Danalatos, N.G., Tsalikis, D.A. 2010c. The effect of nitrogen fertilization and irrigation on seed and biomass productivity of *Cynara cardunculus* growing in a semi-arid environment in central Greece. Lyon, Proceedings of the 18th European Biomass Conference, pp. 273-279.
- Arienzo, M., Christen, E.W., Quayle, W., Kumar, A. 2009. A review of the fate of potassium in the soil plant system after land application of wastewaters. J. Hazard. Mat. 164: 415-422.
- Asano, T. 2002. Water from (waste)water--The dependable water resource. Water Sci Technol. 45(8): 24-33.
- Assouline, S., Narkis, K. 2011. Effects of long term irrigation with treated wastewater on the hydraulic properties of a clayey soil. Water Resour. Res. 47(8): 1-12.
- Barker, A.V., Bryson, G. 2002. Bioremediation of heavy metals and organic toxicants by composting. Sci. World J. 2: 407-420.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. Geoderma 147: 159-171.
- Benlloch-González, M., Fournier, J. M., Ramos, J., Benlloch, M. 2005. Strategies underlying salt tolerance in halophytes are present in *Cynara Cardunculus*. Plant Sci. 168: 653-659.
- Bentsen, N.S., Felby, C. 2012. Biomass for energy in the European Union - a review of bioenergy resource assessments. Biotechnol. Biofuels 5: 25.
- Beringer, T., Lucht, W., Schapoff, W. 2011. Bioenergy production potential of global biomass plantations under environmental and agricultural constraints. Glob. Chang. Biol. 3: 299-312.
- Bixio, D., Thoeye, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T. 2006. Wastewater reuse in Europe. Desalination 187:89-101.
- Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y. 2008. Mechanism of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: a critical review. Biol. Fert. Soils 45: 115-131.
- Blum, W.E.H. 2006. Soil Resources-The basis for human society in the environment. Bodenkultur 57(4): 197-202.
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., Voulvoudis, N. 2010. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. Environ. Int. 36: 609-622.
- Borgognone, D., Cardarelli, M., Rea, E., Lucini, L., Colla, G. 2013. Salinity source-induced changes in yield, mineral composition, phenolic acids and flavonoids in leaves of artichoke and cardoon grown in a floating system. Sci. Food Agric. 94(6): 1231-1237.
- Bouma, J. 2010. Implications of the knowledge paradox of soil science. Adv. Agron. 106: 143-171.
- Boundy, B., Davis, S., Wright, L., Badger, P.C., Perlack, B. 2010. Biomass Energy Data Book 3rd edition. US Department of Energy & Oak Ridge National Laboratory, Tennessee.

- Bouriazos, A. Ikonomakou, E., Papadogianakis, G. 2014. Aqueous-phase catalytic hydrogenation of methyl esters of *Cynara cardunculus* alternative low-cost non-edible oil: A useful concept to resolve food, fuel, and environment issue of sustainable biodiesel. *Ind. Crop. Prod.* 52: 205-210.
- Brady, N., Weil, R. 2008. The nature and properties of soils. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Bueno, P., Díaz, M.J., Cabrera, F. 2008. Factores que afectan al proceso de compostaje. En: Moreno, J. y Moral, R.(eds). *Compostaje*, pp 95-109. Mundi-Prensa, Madrid.
- Cai, H., Chen, T., Liu, H., Gao, D., Zheng, G., Zhang, J. The effect of salinity and porosity of sewage sludge compost on the growth of vegetable seedlings. *Sci. Hortic.* 124: 381-386.
- Cajarville, C., González, J., Repetto, J.L., Alvir, M.R., Rodríguez, C.A. 2000. Nutritional evaluation of cardoon (*Cynara cardunculus*) seeds for ruminants. *Anim. Feed Sci. Technol.* 87: 203-213.
- Cajarville, C., González, J., Repetto, J.L., Rodríguez, C.A., Martínez, A. 1999. Nutritive value of green forage and crop by-products of *Cynara cardunculus*. *Ann. Zootechnie* 48(5): 353-365.
- Cala, V., Cases, M.A., Walter, I. 2005. Biomass production and heavy metal content of *Rosmarinus officinalis* grown on organic waste-amended soil. *J. Arid Environ.* 62: 401-412.
- Carmona, E. & Abad, M., 2008. Aplicación del compost en viveros y semilleros. En: Moral, R. y Moreno, J., ed. *Compostaje*. Madrid: Mundi-Prensa, pp. 399-424.
- Casado-Vela, J., Sellés, S., Díaz-Crespo, C., Navarro-Pedreño, J., Mataix-Beneyto, J., Gómez, I. 2007. Effect of composted sewage sludge application on sweet pepper crop (*Capsicum, annuum* var annum) grown under two exploitation regimes. *Waste Manag.* 27: 1509-1518.
- Casado-Vela, J., Sellés, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gómez, I. 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Manag.* 26: 946-952.
- Chica, A.F., García, J.L. 2008. Aspectos técnicos en el desarrollo y control del proceso de compostaje. En: Moreno, J., Moral, R., (eds). *Compostaje*, pp 143-164. Mundi-Prensa, Madrid.
- Cirelli, G.L., Consoli, S., Licciardello, F., Aiello, R., Giuffrida, F., Leonardi, C. 2012. Treated municipal wastewater reuse in vegetable production. *Agric. Water Manag.* 104: 163-170.
- Ciria, P. 2010. Cultivos energéticos lignocelulósicos. En: Sebastián, F., García-Galindo, D., Rezeau, A., (eds). *Energía de la Biomasa*, p. 557. Prensas Universitarias de Zaragoza, Zaragoza.
- Colla, G., Roupael, Y., Cardarelli, M., Svecova, E., Rea, E., Lucini, L. 2012. Effects of saline stress on mineral composition, phenolics acids and flavonoids in leaves of artichoke and cardoon genotypes grown in floating system. *J. Sci. Food Agric.* 93: 1119-1127.
- Comisión de las Comunidades Europeas, 1998. Directiva 98/15/CE por la que se modifica la Directiva 91/271/CEE del Consejo en relación con determinados requisitos establecidos en su Anexo I. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 67*: 29-30.
- Comisión de las Comunidades Europeas, 2003. Informe sobre la aplicación de legislación comunitaria relativa a la gestión de residuos durante el periodo comprendido entre 1998 y 2000. Comisión de las Comunidades Europeas, pp 1-153, Bruselas.
- Comisión de las Comunidades Europeas, 2006. Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE. Bruselas.

- Comisión de las Comunidades Europeas, 2007. COM(2007)414 final-Afrontar el desafío de la escasez de agua y la sequía en la Unión Europea. Bruselas.
- Consejo Europeo, 1986. Directiva 86/276/CEE relativa a la protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos, en la utilización de lodos en la agricultura. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L181: 6-12.
- Consejo Europeo, 1991. Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L135: 40-52.
- Consejo Europeo, 1999. Directiva 1999/31/CE relativa al vertido de residuos. Diario Oficial de las Comunidades Europeas L182: 1-19.
- Conselleria d'Infraestructures, Territori, i Medi Ambient, 2013. Estrategia Valenciana ante el Cambio Climático 2013-2020. Generalitat Valenciana.
- Corbishley, J., Pearce, D. 2007. Growing trees on salt-affected land. ACIAR Impact Assessment Series Report 51: 1-44.
- Cravero, V., Martin, E., Crippa, I., López Anido, F., García, S.M., Cointry, E. 2012. Fresh biomass production and partitioning of aboveground growth in three botanical varieties of *Cynara cardunculus* L. Ind. Crop. Prod. 37: 253-258.
- Crosgrove, W.J., Rijsberman, F. 2000. World Water Visión: Making Water Everybody's Business. World Water Council, World Water Vision, and Earthscan, p 107.
- Curt, M.D., Sánchez, G., Fernández, J. 2002. The potential of *Cynara cardunculus* L. for oil seed production in a perennial cultivation system. Biomass Bioenerg. 23: 33-46.
- Daily, G.C. 2000. Management objectives for the protection of ecosystem services. Environ. Sci. Policy 3: 333-339.
- Danés, C., 2010. National Reuse Plan of Spain. Washington DC, 25th Annual Water Reuse Symposium.
- Daniel, G., Rezeau, A. 2010. Introducción al aprovechamiento energético de biocombustibles sólidos. En: Sebastián, F., García-Galindo, D., Rezeau, A. (eds). Energía de la biomasa, pp. 27-74. Prensas Universitarias de Zaragoza, Zaragoza.
- De Lucia, B., Cristiano, G., Vecchiatti, L., Bruno, L. 2013. Effect of different rates of composted organic amendment on urban soil properties, growth and nutrient status of three Mediterranean native hedge species. Urban For. Urban Green. 12: 537-545.
- de Paz, J.M., Visconti, F., Rubio, J.L. 2011. Spatial evaluation of soil salinity using the WET sensor in the irrigated area of the Segura river lowland. J. Plant Nutr. Soil Sci. 174: 103-112.
- Diacono, M., Montemurro, F. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. Agron. Sustain. Dev. 30: 401-422.
- Dufour, J., Arsuaga, J., Moreno, J., Torrealba, H., Camacho, J. 2013. Comparative Life Cycle Assessment of Biodiesel Production from Cardoon (*Cynara cardunculus*) and Rapeseed Oil Obtained under Spanish Conditions. Energ. Fuels 27: 5280-5286.
- Durán Zuazo, V.H., Rodríguez Pleguezuelo, C.R. 2007. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. Agron Sustain. Dev. 28: 65-86.
- El-Jaoual, T., Cox, D.A. 1998. Manganese toxicity in plants. J. Plant Nutr. 21(2): 353-386.

- Encinar, J.M., González, J.F., Sabio, E., Ramiro, M.J. 1999. Preparation and properties of biodiesel from *Cynara cardunculus* L. oil. Ind.Eng. Chem. Res. 38(8): 2927-2931.
- Encinar, J.M., González, J.F., González, J. 2000. Fixed-bed pyrolysis of *Cynara cardunculus* L. Product yields and compositions. Fuel Process. Technol. 68: 209-222.
- EPSAR-Generalitat Valenciana, 2012. Reutilización de las aguas depuradas en la Comunidad Valenciana. IX Congreso Internacional de la Asociación Española de Desalación y Reutilización, Madrid.
- Essenwanger, O., 2001. General Climatology 1C: Classification of Climates. En: Landsberg, H., (ed). World survey of climatology: General climatology. p. 113. Elsevier.
- European Soil Bureau Network; European Commission, 2005. Atlas soil of Europe. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Eurostat. 2010. Europe in Figures. Eurostat yearbook 2010. Publication Office of the European Union, Luxembourg.
- FAO. 2012. Coping with water scarcity. An action framework for agriculture and food security. FAO Water Reports 38. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Fernández-González, J. 1996. Cultivos de biomasa no convencionales. En: La biomasa fuente de energía y productos para la agricultura y la industria. pp. 1-24. CIEMAT, Madrid.
- Fernández, J. 2005. El cultivo del cardo (*Cynara cardunculus* L.) para la producción de biomasa. Hojas divulgadoras 2130 HD, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Fernández, J. 2009. Potencial agroenergético de la agricultura española. Ambienta 87: 35-46.
- Fernández, J., Curt, M.D., Aguado, P.L. 2006. Industrial application of *Cynara Cardunculus* L. for energy and other uses. Ind. Crop Prod. 24: 222-229.
- Fernández, J., Curt, M.D., Agüado, P.L., Esteban, J., Sánchez, J., Checa, M., Mosquera, F., Romero, L. 2011. Provincia de Alicante. Caracterización de las comarcas agrarias de España. Tomo 5. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Fernández, J., Marquez, L., Venturi, P. 1997. Technical and economic aspects of *Cynara cardunculus* L.: an energy crop for the mediterranean region. Medit, 8(1): 48-51.
- Fytily, D., Zabaniotou, A. 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review. Renew. Sustain. Energ. Rev. 12: 116-140.
- Foti, S., Mauromicale, G., Raccuia, S.A., Fallico, B., Fanella, F., Maccarone, E. 1999. Possible alternative utilization of *Cynara* spp. I. Biomass, grain yield and chemical composition of grain. Ind. Crop. Prod. 10: 219-228.
- Galán, E., Cabezas, L., Fernández-Salguero, J. 2012. Proteolysis, microbiology and sensory properties of ewes' milk cheese produced with plant coagulant from cardoon *Cynara cardunculus* calf rennet or a mixture thereof. Int. Dairy J. 25(2): 92-96.
- García-Delgado, M., Rodríguez-Cruz, M.S., Lorenzo, L.F., Arienzo, M., Sánchez-Marín, M.D. 2007. Seasonal and time variability of heavy metal content and of its chemical forms in sewage sludges from different wastewater treatment plants. Sci. Total Environ. 382: 82-92.
- García-Gómez, A., Bernal, M.P., Roig, A. 2002. Growth of ornamental plants in two composts prepared from agroindustrial wastes. Bioresour Technol. 83: 81-87.

- García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J. 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Till. Res.* 82: 65-76.
- Gatto, A., De Paola, D., Bagnoli, F., Vendramin, G.G., Sonnante, G. 2013. Population structure of *Cynara cardunculus* complex and the origin of the conspecific crops artichoke and cardoon. *Ann. Bot.* 112: 855-865.
- Ghaitidak, D.M., Yadav, K.D. 2013. Characteristics and treatment of greywater- a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20: 2795-2809.
- Gherbin, P., Monteleone, M., Tarantino, E. 2001. Five year evaluation on cardoon (*Cynara cardunculus* L. var. *altilis*) biomass production in a Mediterranean environment. *It. J. Agron.* 5: 11-19.
- Gil, M.V., Carballo, M.T., Calvo, L.F. 2011. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. *Bioresour. Technol.* 102: 863-871.
- Gil, M., Arauzo, I., Teruel, E., Bartolomé, C. 2012. Milling and handling *Cynara cardunculus* L. for use as solid biofuel: Experimental tests. *Biomass Bioenerg.* 41: 145-156.
- Gominho, J., Fernández, J., Pereira, H. 2001. *Cynara cardunculus* L. — a new fibre crop for pulp and paper production. *Ind. Crop. Prod.* 13: 1–10.
- Govers, G., Merckx, R., Van Oost, K., Wesemael, B. 2012. Soil organic carbon management for global benefits: a discussion paper. Scientific and Technical Advisory Panel of the Global Environmental Facility, Nairobi.
- Grammelis, P., Malliopolou, A., Basiinas, P., Danalatos, N.G. 2008. Cultivation and characterization of *Cynara cardunculus* for solid biofuels production in the Mediterranean Region. *Int. J. Mol. Sci.* 9: 1241-1258.
- Grant, S.B., Saphores, J.D., Feldman, D.L., Hamilton, A.J., Fletcher, T.D., Cook, P.L.M., Stewardson, M., Sanders, B.F., Levin, L.A., Ambrose, R.F., Deletic, A., Brown, R., Jiang, S.C., Rosso, D., Cooper, W.J., Marusic, I. 2012. Taking the “Waste” out of “Wastewater” for Human water security and Ecosys. *Sustain. Sci.* 337: 681-686.
- Grattan, S., Grieve, C.M. 1999. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. *Sci. Hortic.* 78: 127-157.
- Grigatti, M., Giorgini, M.E., Ciavatta, C. 2007. Compost-based growing media: Influence on growth and nutrient use of bedding plants. *Bioresour. Technol.* 98: 3526-3534.
- Haberl, H., Erb, K.H., Krausmann, F., Bondeau, A., Lauk, C., Müller, C., Plutzer, C., Steinberger, J.K. 2011. Global bioenergy potentials from agricultural land in 2050: Sensitivity to climate change, diets and yields. *Biomass Bioenerg.* 35: 4753-4769.
- Heinimö, J., Junginger, M. 2009. Production and trading of biomass for energy-An overview of the global status. *Biomass Bioenerg.* 33: 1310-1320.
- Hein, K.R.G. 2005. Future energy supply in Europe—challenge and chances. *Fuel* 84(10): 1189-1194.
- Hernández-Apaolaza, L., Gascó, A.M., Gascó, J.M., Guerrero, F. 2005. Reuse of waste materials as growing media for ornamental plants. *Bioresour. Technol.* 96: 125-131.
- Hillel, D., Rosenzweig, C. 2002. Desertification in relation to climate change variability. *Adv. Agron.* 77: 1-38.

- Huarte, H.R., Benech-Arnold, R.L. 2010. Hormonal nature of seed responses to fluctuating temperatures in *Cynara cardunculus* L. Seed Sci. Res. 20: 39-45.
- IDAE, 2011. Plan de Energías Renovables 2011-2020. Madrid.
- Ierna, A., Mauromicale, G. 2010. *Cynara cardunculus* L. genotypes as a crop for energy purposes in a Mediterranean environment. Biomass Bioenerg. 34: 754-760.
- Ierna, A., Mauro, R.P., Mauromicale, G. 2012. Biomass, grain and energy yield in *Cynara cardunculus* L. as affected by fertilization, genotype and harvest time. Biomass Bioenerg. 36: 404-410.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva.
- Jacobsen, S.E., Jensen, C.R., Liu, F. 2012. Improving crop production in the Mediterranean climate. Field Crop. Res. 128: 34-47.
- Jaggard, K.W., Q1, A., Ober, E.S. 2010. Possible change to arable crop yields by 2050. Philos. Trans. Royal Soc. Biol. Sci. 365: 2835-2851.
- Jastrow, J.D., Amonette, J.E., Bailey, V.L. 2007. Mechanism controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. Clim. Change 80: 5-23.
- Jayasinghe, G.Y., Tokashiki, Y., Liyana Arachchi, I.D., Arakaki, M. 2010. Sewage sludge sugarcane trash based compost and synthetic aggregates as peat substitutes in containerized media for crop production. J. Hazard. Mater. 174: 700-706.
- Jefatura del Estado, 1995. RDL 11/95 por la que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas. Boletín Oficial del Estado 312: 37517-37519.
- Jones, A., Stolbovoy, V., Rusco, E., Gentile, A.R., Gardi, C., Marechal, B., Montaranella, L. 2009. Climate change in Europe. 2. Impact on soil. A review. Agron. Sustain. Dev. 29: 423-432.
- Jordán-Vidal, M. 2005. Restauración edáfica de áreas degradadas. Universidad Miguel Hernández. Elche.
- Karlem, D. L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. Soil Sci. Soc. Am. 61: 4-10.
- Kassam, A., Friedrich, T., Derpsch, R., Lahmar, R., Mrabet, R., Basch, G., González-Sánchez, J., Serraj, R. 2012. Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. Field Crop. Res. 132: 7-17.
- Kelesidis, A., Stasinakis, A.S. 2012. Comparative study of the methods used for the treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. Waste Manag. 32: 1186-1195.
- Kiely, G. 2001. Ingeniera ambiental: Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión. McGraw-Hill, Madrid.
- Lag-Brotons, A., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Bartual-Martos, J. 2014. Effects of sewage sludge compost on *Cynara cardunculus* L. cultivation in a Mediterranean soil. Compost Sci. Util. 22: 1-7.
- Lahmar, R., Ruellan, A. 2007. Dégradation des sols et stratégies coopératives en Méditerranée: la pression sur les ressources naturelles et les stratégies de développement durable. Cah. Agric. 16(4): 318-323.
- Lakhdar, A., Rabhi, M., Ghnaya, T., Montemurro, F., Jedidi, N., Abdelly, C. 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. J. Hazard. Mat. 171: 29-37.
- Lal, R. 1997. Degradation and resilience of soils. Phil. Trans. Royal Soc. Lond. 352: 997-1010.

- Lal, R. 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degrad. Dev.* 12: 519-539.
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the carbon budget. *Environ. Int.* 29: 437-450.
- Lal, R., 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 28: 57-64.
- Lal, R., Lemus, R. 2005. Bioenergy Crops and Carbon Sequestration. *Crit. Rev. Plant Sci.* 24: 1-21.
- Larchevêque, M., Ballini, C., Korboulewsky, N., Montés, N. 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: Effects on soil properties and young tree seedlings. *Sci. Total Environ.* 369: 220-230.
- Läuchli, A., Epstein, E. 1990. Plant response to saline and sodic conditions. En: Tanki, K. ed. *Agricultural salinity assessment and management*, pp. 112-137. ASCE (American Society Civil Engineering), New York.
- Ledda, L., Deligios, P.A., Farci, R., Sulas, L. 2013. Biomass supply for energetic purposes from some *Cardueae* species grown in Mediterranean farming systems. *Ind. Crop. Prod.* 47: 218– 226.
- Lopez-Gunn, E., Zorrilla, P., Prieto, F., Llamas, M.R. 2013. Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Agric. Water Manag.* 108: 83-95.
- Louwagie, G., Gay, S.H., Sammeth, F., Ratering, T. 2011. The potential of European Union Policies to address soil degradation in agriculture. *Land Degrad. Dev.* 22: 5-17.
- Loveland, P., Webb, J. 2003. Is there a critical level of organic matter in soils of temperate regions: a review. *Soil Till. Res.* 70: 1-18.
- Maathuis, F.M., Amtmann, A. 1999. K⁺ nutrition and Na⁺ toxicity: The basis of cellular K⁺/Na⁺ ratios. *Ann. Bot.* 84: 123-133.
- Maccarone, E., Fallico, B., Fanella, F., Mauromicale, G., Raccuia, S.A., Foti, S. 1999. Possible alternative utilization of *Cynara* spp. II. Chemical characterization of their grain oil. *Ind. Crops Prod.* 10: 229-237.
- Manlay, R.J., Feller, C., Swift, M.J. 2007. Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agric. Ecosys. Environ.* 119: 217-233.
- Mantineo, M., D'Agosta, G.M., Copani, V., Patanè, C., Cosentino, S.L. 2009. Biomass yield and energy balance of three perennial crops for energy use in the semi-arid Mediterranean environment. *Field Crop. Res.* 114: 204-213.
- Mañas, P., Castro, E., de las Heras, J. 2013. Application of treated wastewater and digested sewage sludge to obtain biomass from *Cynara cardunculus* L. J. *Clean. Prod.* 67: 72-78.
- Marques, M.J., Jiménez-Ballesta, R., Álvarez, A., Bienes, R. 2007. Spanish research on soil damage. *Sci. Total Environ.* 378: 1-4.
- Marushia, R.G., Holt, J.S. 2006. The effects of habitat on dispersal patterns of an invasive thistle, *Cynara cardunculus*. *Biol. Invasions* 8: 577-593.
- Metcalf Eddy, 1991. *Wastewater Engineering- treatment disposal and reuse*. 3º ed. McGraw-Hill, New York.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2011. Anuario de Estadística MAGRAMA. [En línea] <http://www.magrama.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx> [Último acceso: 20 03 2014].

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2013. Reutilización de aguas depuradas. [En línea] <http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/concesiones-y-autorizaciones/reutilizacion-aguas-depuradas/> [Último acceso: 20 03 2014].
- Ministerio de la Presidencia, 2007. Real Decreto 1620/2007 por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Boletín Oficial del Estado 294: 59639-50661.
- Ministerio de Medio Ambiente Rural y Marino, 2008. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. [En línea] http://www.magrama.gob.es/en/biodiversidad/temas/desertificacion-y-restauracion-forestal/lucha-contra-la-desertificacion/lch_pand_archivos.aspx [Último acceso: 20 03 2014].
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009. Caracterización de los lodos de depuradora generados en España. Centro de Publicaciones Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente, 2001. Real Decreto Legislativo 1/2001 por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas. Boletín Oficial del Estado 176: 26-791-26817.
- Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, 1996. RD 509/1996 De desarrollo del Decreto-Ley 11/95 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales. Boletín Oficial del Estado 77: 12038-12041.
- Montanarella, L., Vargas, R. 2012. Global governance of soil resources as a necessary condition for sustainable development. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4: 559-564.
- Montanarella, L., 2012. Legal frameworks for soil protection: current development and technical information requirements. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 4, 573-577.
- Montgomery, D. 2007. *Dirt: The erosion of civilizations*. University of California Press, Berkeley.
- Monti, A., Virgilio, N.D., Venturi, G. 2008. Mineral composition and ash content of six major energy crops. *Biomass Bioenerg.* 32: 216-223.
- Moral, R., Muro, J. 2008. Manejo, dosificación y gestión agronómica del compost. En: Moreno, J. y Moral, R. (eds). *Compostaje*, pp 353-378. Mundi-Prensa, Madrid.
- Moreno, J., Mormeneo, S. 2008. Microbiología y bioquímica del proceso de compostaje. En: Moreno, J., Moral, R. (eds). *Compostaje*, pp. 113-140. Mundi-Prensa, Madrid.
- Morugan-Coronado, A. 2011. Efecto de la aplicación de aguas residuales depuradas sobre suelos agrícolas. Tesis doctoral. Elche: Universidad Miguel Hernández.
- Mosquera-Losada, M.R., Muñoz-Ferreiro, N., Rigueiro-Rodríguez, A. 2010. Agronomic characterization of different types of sewage sludge: Policy implications. *Waste Manag.* 30: 492-503.
- Mueller, L., Schindler, U., Mirschel, W., Shepherd, T.G., Ball, B.C., Helming, K., Rogasik, J., Eulenstein, F., Wiggering, H. 2010. Assessing the productivity function of soils. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30: 601-614.
- Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell Environ.* 25: 239-250.
- Munns, R., Tester, M. 2008. Mechanism of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59: 651-681.
- Muyen, Z., Moore, G.A., Wrigley, R.J. 2011. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agric. Water Manag.* 99: 33-41.
- Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Moral, R., Mataix, J. 1996. Improving the agricultural value of a semi-arid soil by addition of sewage sludge and almond residue. *Agric. Ecosys. Environ.* 58: 115-119.

- Noble, R., Roberts, S. 2004. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: a review. *Plant Pathol.* 53: 548-568.
- Obernberger, I., Brunner, T., Bärnthaler, G. 2006. Chemical properties of solid biofuels -significance and impacts. *Biomass Bioenerg.* 30: 973-982.
- Observatorio de la Sostenibilidad, 2012a. Capítulo 5. Calidad Ambiental. En: *Sostenibilidad en España 2012*, pp. 176-177. Ministerio de Agricultura, Alimentación Medio Ambiente, Madrid.
- Observatorio de la sostenibilidad, 2012b. Capítulo 6.6-Participación de energía de fuentes renovables. En: *Sostenibilidad en España 2012*, pp. 207-210. Ministerio de Agricultura, Alimentación Medio Ambiente, Madrid.
- Ødegaard, H., Paulsrud, B., Karlsson, I. 2002. Wastewater sludge as a resource: Sludge Disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater sludge. *Water Sci. Technol.* 46: 295-303.
- Oldeman, L.R., Hakkeling, R.A., Sombroek, W.G. 1991. World map of the status of human-induced soil degradation. p. 34. ISIRC, Wageningen, Netherlands/UNEP, Nairobi, Kenya,
- Oliveira, I., Gominho, J., Diberardino, S., Duarte, E. 2012. Characterization of *Cynara cardunculus* L. stalks and their suitability for biogas production. *Ind. Crop. Prod.* 40: 318– 323.
- Ostos, J.C., López-Garrido, R., Murillo, J.M., López, R. 2008. Substitution of peat for municipal solid waste- and sewage sludge-based composts in nursery growing media: Effects on growth and nutrition of the native shrub *Pistacia lentiscus* L. *Bioresour. Technol.* 99: 1793-1800.
- Pallarés, J., Gil, A., Cortés, C., Herce, C. 2009. Numerical study of co-firing coal and *Cynara cardunculus* in a 350 MWe utility boiler. *Fuel Process. Technol.* 90: 1207-1213.
- Panoutsou, C., Eleftheriadis, J., Nikolaou, A. 2009. Biomass supply in EU27 from 2010 to 2030. *Energ. Policy* 37: 5675-5686.
- Parlamento Europeo y el Consejo, 2000. Directiva 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L327: 1-72.
- Parlamento Europeo y el Consejo, 2009. Directiva 2009/98/CE relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables y por la que se modifican y derogan las Directivas 2001/77/CE y 2003/30/CE. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L140: 16-61.
- Pasqualino, J.C. 2006. *Cynara cardunculus* as an alternative crop for biodiesel production. *Universitat Rovira i Virgili, Tarragona*.
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P., Asano, T. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture- Review of some practices in Spain and Greece. *Agric. Water Manag.* 97: 1233-1241.
- Pérez-Murcia, M.D., Moreno, J. 2008. Residuos urbanos. En: Moreno, J. Moral, R. (eds). *Compostaje*, p. 570. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Pérez Lomas, A.L., Delgado, G., Párraga, J., Delgado, R., Almendros, G., Aranda, V. 2010. Evolution of organic matter fractions after application of co-compost of sewage sludge with pruning waste to four Mediterranean agricultural soils. A microcosms experiment. *Waste Manag.* 30: 1957-1965.
- Pescod, M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. *FAO irrigation and drainage paper* 47. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

- Piscioneri, I., Sharma, N., Baviello, G., Orlandini, S. 2000. Promising industrial energy crop, *Cynara cardunculus*: a potential source for biomass production and alternative energy. *Energ. Conv. Manag.* 41: 1091-1105.
- Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., Karajeh, F. 2007. Non-conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agric. Water Manag.* 87: 2-22.
- Quilhó, T., Gominho, J., Pereira, H. 2004. Anatomical characterization and variability of the thistle *Cynara cardunculus* in view of pulping potential. *IAWA J.* 25(2): 217-230.
- Raccuia, S.A., Melilli, M.G. 2004. *Cynara cardunculus* L., a potential source of inulin in the Mediterranean environment: screening of genetic variability. *Aust. J. Agric. Res.* 55: 693-698.
- Raccuia, S.A., Mainolfi, A., Mandolino, G., Melilli, M. 2004a. Genetic diversity in *Cynara cardunculus* revealed by AFLP markers: comparison between cultivars and wild types from Sicily. *Plant Breed* 123: 280-284.
- Raccuia, S.A., Cavallaro, V. Melilli, M.C. 2004b. Intraspecific variability in *Cynara cardunculus* L. var. *Sylvestris* Lam. Sicilian populations: seed germination under salt and moisture stresses. *J. Arids Environ.* 56: 107-116.
- Raccuia, S.A., Melilli, M.G. 2007. Biomass and grain oil yields in *Cynara cardunculus* L genotypes grown in a Mediterranean environment. *Field Crop Res.* 101: 187-197.
- Raccuia, S.A., Melilli, M.G. 2010. Seasonal dynamics of biomass, inulin, and water-soluble sugars in roots of *Cynara cardunculus* L. *Field Crop. Res.* 116: 147-153.
- Raccuia, S.A., Piscioneri, I., Sharma, N., Melilli, M.G. 2011. Genetic variability in *Cynara cardunculus* L domestic and wild types for grain oil production and fatty acids composition. *Biomass Bioenerg.* 35: 3167-3173.
- Ribeiro, H.M., Vasconcelos, E., dos Santos, J.Q. 2000. Fertilisation of potted geranium with municipal solid waste compost. *Bioresour. Technol.* 73: 247-249.
- Richard, T., 2005. Compost. En: Hillel, D. (ed), *Encyclopedia of soils*, pp. 294-301. Elsevier.
- Ritsemá, C.J., van Lynden, G.J., Jetten, V.G., Jong, S.M. 2005. Degradation. En: Hillel, D., (ed). *Encyclopedia of soils*, pp. 370-377. Elsevier.
- Robledo Miras, A., Correal Castellanos, C. 2013. Cultivos energéticos de segunda generación para la producción de biomasa lignocelulósica en tierras de cultivo marginales. Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario, Madrid.
- Rodríguez, J.A., López, M., Grau, J.M. 2009. Metales pesados, materia orgánica y otros parámetros de los suelos agrícolas y pastos de España. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid.
- Rowe, D.R., Abdel-Magid, I. 1995. *Handbook of Wasterwater Reclamation and Reuse*. CRC Press Inc.
- Saidur, R., Abdelaziz, E.A., Mekhilef, S., 2011a. A review on electrical and thermal energy for industries. *Renew. Sustain. Energ. Rev.* 15: 2073-2086.
- Saidur, R., Abdelaziz, E.A., Demirbas, A., Hossain, M.S., Mekhilef, S. 2011b. A review on biomass as a fuel for boilers. *Renew Sustain. Energ. Rev.* 15: 2262-2289.
- Sakadevan, K., Nguyen, M. 2010. Extend, impact and response to soil and water salinity in arid and semi-arid regions. *Adv. Agron.* 109: 56-70.

- Schmidt, M.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehman, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Winer, S., Trumbore, S.E. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478: 49-56.
- Schnitzer, M., 2005. Organic matter. Principles and processes. En: Hillel, D., (ed). *Encyclopedia of soils*, pp. 85-93. Elsevier.
- Secretaría de Estado de Cambio Climático, 2009. Acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan Nacional Integral de Residuos para el periodo 2008-2015. *Boletín Oficial del Estado* 49: 19893-20016.
- Seleiman, M.F., Santanen, A., Kleemola, J., Stoddard, F.L., Mäkelä, P.S.A. 2013a. Improved sustainability of feedstock production with sewage sludge and interacting mycorrhiza. *Chemosphere* 91: 1236-1242.
- Seleiman, M.F., Santanen, A., Jaakkola, S., Ekholm, P., Hartikainen, H., Stoddard, F.L., Mäkelä, P.S.A. 2013b. Biomass yield and quality of bioenergy crops grown with synthetic and organic fertilizers. *Biomass Bioenerg.* 59: 477-485.
- Sengo, I., Gominho, J., d'Orey, L., Martins, M., d'Almeida-Duarte, E., Pereira, H., Ferreira-Dias, S. 2010. Response surface modeling and optimization of biodiesel production from *Cynara cardunculus* oil. *Eur. J. Lipid Sci. Technol.* 112(3): 310-320.
- Shannon, M.C., Grieve, C.M. 1999. Tolerance of vegetable crops to salinity. *Sci. Hortic.* 78: 5-38.
- Sims, R.H., Hastings, A., Schlamadinger, B., Taylor, G., Smith, P. 2006. Energy crops: current status and future prospects. *Glob. Chang. Biol.* 12, 2054-2076.
- Singh, P.K., Deshbhratar, P.B., Ramteke, D.S. 2012. Effects of sewage wastewater irrigation on soil properties, crop yield and environment. *Agric. Water Manag.* 103: 100-104.
- Smith, S.R. 2009a. A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ. Int.* 35: 142-156.
- Smith, S.R. 2009b. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. *Phil. Trans. R. Soc.* 367: 4005-4041.
- Soil Survey Staff, 2006. Claves para la taxonomía de suelos. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington.
- Sojka, R.E., Upchurch, D.R., Borlaug, N.E. 2003. Quality soil management or soil quality management: performance versus semantics. *Adv. Agron.* 79: 1-68.
- Solano, M.L., Manzanedo, E., Concheso, R., Curt, M.D., Sanz, M., Fernández, J. 2010. Potassium fertilisation and the thermal behaviour of *Cynara cardunculus* L. *Biomass Bioenerg.* 34: 1487-1494.
- Song, U., Lee, E.J. 2010. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. *Res. Conserv. Recycl.* 54: 1109-1116.
- Soriano-Disla, J.M. 2010. Aspectos ambientales relacionados con el uso de lodos de depuradora como enmienda de suelos: estabilidad de la materia orgánica, biodisponibilidad de metales pesados y contribución al almacenamiento de carbono. Tesis doctoral. Universidad Miguel Hernández, Elche.
- Soriano-Disla, J.M., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. 2010a. Contribution of sewage sludge application to the short-term carbon sequestration across a wide range of agricultural soils. *Environ. Earth Sci.* 61: 1613-1619.
- Soriano-Disla, J.M., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J. 2010b. Assessment of the evolution and efficiency of a full-scale sewage sludge composting process. *Compost Sci. Util.* 18: 81-88.

- Tarazona, J.V., Fernández, M.D., Milagrosa-Vega, M. 2005. Regulation of contaminated soils in Spain. *J. Soils Sediment* 5: 121-124.
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J., Hernández, M.T. 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biol. Biochem.* 38: 1413-1421.
- Topcu, S., Kirda, C. 2005. Irrigation. Environmental effects. En: Hillel, D., (ed). *Encyclopedia of soils*, pp. 267-273. Elsevier.
- Torrent, J. 2005. Mediterranean soils. En: Hillel, D., (ed). *Encyclopedia of soils*, pp. 418-427. Elsevier.
- Torres, C.M., Ríos, S.D., Torras, C., Salvadó, J., Mateo-Sanz, J.M., Jiménez, L. 2013. Sustainability analysis of biodiesel production from *Cynara cardunculus* crop. *Fuel* 111: 535-542.
- United States Salinity Laboratory Staff, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agriculture Handbook* 60, USDA.
- Van Veen, J.A., Kuikman, P.J. 1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by microorganisms. *Biogeochem.* 11: 213-233.
- Vargas-García, M.C., Suárez-Estrella, F. 2008. Effect of compost on biological properties of the soil. En: Moreno-Cascos, J., Moral-Herrero, J. (eds). *Compostaje*, pp. 329-350. Mundi-Prensa, Madrid.
- Veeken, A.M., Blok, W.J., Curci, F., Coenen, G.C.M., Termorshuizen, A.J., Hamelers, H.V.M. 2005. Improving quality of composted biowaste to enhance disease suppressiveness of compost-amended, peat-based potting mixes. *Soil Biol. Chem.* 37: 2131-2140.
- Verissimo, L.A. 1999. Efecto de la disponibilidad de agua en el suelo sobre la productividad del cardo (*Cynara cardunculus* L.). Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid.
- Vidal-Beaudet, L., Grosbellet, C., Forget-Caubel, V., Charpentier, S. 2012. Modelling long-term carbon dynamics in soils reconstituted with large quantities of organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 63: 787-797.
- Wang, H., Brown, S.L., Magesan, G.N., Slade, A.H., Quintern, M., Clinton, P.W., Payn, T.W. 2008. Technological options for the management of biosolids. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 15: 308-317.
- Warman, P.R., Termeer, W.C. 2005. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *Bioresource Technol.* 96: 955-961.
- Warren, A., 1996. Desertification. En: *The Physical Geography of Africa*. Oxford University Press., New York.
- White, P.J., Broadley, M.R. 2001. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Anna. Bot.* 88: 967-988.
- Zalidis, G., Stamatiadis, S., Takavaklogou, V., Eskridge, K., Misopolinos, N. 2002. Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agric. Ecosys. Environ.* 88: 137-146.

Anexos



**1. Empleo de compost
de lodo de depuradora como sustrato
para semilleros de *Cynara cardunculus* sp.
(Residuos 116, 20-24)**



**2. Saline irrigation effects
on *Cynara cardunculus* L.,
plants grown in mediterranean soils.
(HortScience 48, 762-767)**



Saline Irrigation Effects on *Cynara cardunculus* L. Plants Grown in Mediterranean Soils

Alfonso José Lag-Brotons¹, José Martín Soriano-Disla, Ignacio Gómez, and José Navarro-Pedreño

Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, Elche (Alicante), 03202, Spain

Additional index words. calcareous soils, cardoon, cynara, NaCl toxicity, plant nutrition, salinity

Abstract. *Cynara cardunculus* L., known as cynara for industrial application, is a versatile plant for Mediterranean regions. Irrigation with non-conventional salty water sources is a common practice in these water-scarce regions. However, the research performed on cynara salt-stress response is limited and solely tested under soilless conditions. Thereby, the aims of the current experiment were to ascertain the effect of saline irrigation on cynara growth and mineral nutrition in Mediterranean soils. The influence of soil was considered using two typical agricultural soils, mainly differing in their salinity status. Plants were grown under controlled conditions from November until July in pots filled with soil amended with sewage sludge compost. Three saline irrigation treatments were applied (0.7, 2, and 3 dS·m⁻¹) with increasing concentrations of NaCl (4, 13, and 23 mM). Saline irrigation started in January and ended in June. Plants growth parameters (height, dry biomass, heads number, seed yield) declined with saline irrigation. Aboveground dry biomass of plants irrigated with 3 dS·m⁻¹ was reduced approximately one-third regarding the control value, whereas seed yield was reduced in 57%. Despite growth reduction induced by salinity, no symptoms of nutritional deficiency were observed in leaves. Saline irrigation was the main driving factor regarding cynara mineral concentration, except for potassium (K) and manganese (Mn), which were related to soil type. Chlorine (Cl) and sodium (Na) concentration increased at the whole-plant level, whereas magnesium (Mg) showed the opposing trend. Similar trends were observed in the mineral content of cynara aboveground biomass. Interaction effects between soil type and saline irrigation were marginal. Cynara exhibited high K selectivity, which might be associated with a mechanism of salt tolerance, whereas Mg is suggested as a potential indicator of salt stress in cynara plants grown in calcareous Mediterranean soils. We concluded that cynara growth and mineral nutrition were mainly affected by saline irrigation, probably as a result of the accumulation of Na and Cl.

In the coming decades, non-conventional water sources (e.g., marginal quality waters, saline-sodic drainage waters, wastewaters) will become an important component of agricultural water supplies as a result of global increasing water demand, the impacts of extreme climate events, and climate change (Qadir et al., 2007), especially in water-scarce areas. The Mediterranean region is one of the driest agricultural areas on earth (Jacobsen et al., 2012). Therefore, a shift toward water-saving strategies (e.g., crop irrigation with non-conventional waters) is necessary to meet agricultural water requirements and to

alleviate present and future demand on freshwater sources. Generally, non-conventional water sources in water-scarce regions contain moderate to high salt content, which could increase soil salinity and potentially impair plant growth.

As a general effect, salinity reduces plant growth rate, thus resulting in lower crop yields (Shannon and Grieve, 1999). As discussed by Munns (2002), this reduction occurs over time in two phases: the initial growth reduction phase is quick and is induced by the salt surrounding the plant roots, which impairs water uptake as a result of osmotic effect; the second phase takes more time to develop and results from the excessive ion accumulation in the shoots and the inability to tolerate these accumulated ions. This growth reduction may also arise because of potential nutritional imbalances induced by salinity. For instance, Na is considered to be the primary cause of ion-specific damage for some plant species (Tester and Davenport, 2003) and may impair other ions uptake, especially K, which is essential for plant life (Maathuis and Amtmann, 1999). Thereby, traits like tissue mineral concentration or nutrient uptake of salt-stressed plants can

contribute to identify and clarify potential reductions in biomass production and/or quality (Grattan and Grieve, 1999). To obtain valuable crop yields, it is advisable to study and select crop species that are able to grow under salt stress.

Cardoon (*Cynara cardunculus* L.) is a versatile plant adapted to Mediterranean conditions but limited information about its growth under salt stress is available. Cardoon, known as cynara for industrial applications, has a widespread spectrum of potential applications (liquid biofuel, paper pulp production, green forage, and pharmacological source of active compounds) (Fernández et al., 2006) with growing interest focused in the use of its high epigeal biomass yields (mainly heads and stalk) for energy purposes (Piscioneri et al., 2000; Raccuia and Melilli, 2007). However, studies on the effect of salinity on cynara growth have been limited to the vegetative period (germination stage and leaf development stage) and solely under soilless conditions (Benlloch-González et al., 2005; Colla et al., 2012; Raccuia et al., 2004). Soil plays an important role in plant nutrient availability because the concentration and composition of solutes in the soil solution control the activity of the nutrient ions, especially phosphorus (P), K, and micronutrients (Grattan and Grieve, 1992). Hence, there are still uncertainties regarding cynara growth under salt stress, mainly concerning the impact on cynara reproductive organs (stalk, caulicle leaves, and heads) and the influence of soil as a growing substrate.

The aims of the present study were to characterize the effect of saline irrigation (NaCl-dominated waters) on cynara growth and mineral nutrition in two natural Mediterranean soils. For these purposes, morphological parameters, tissue mineral concentration, and aboveground biomass mineral content of cynara plants irrigated with saline waters were examined. Additionally, the effect of saline irrigation on cynara applications is discussed as a result of its importance for potential growers.

Materials and Methods

An experiment to test cynara growth in Mediterranean soils under saline irrigation was conducted from Nov. 2009 until July 2010 under greenhouse conditions at the University Miguel Hernández (lat. 38°16'2"; N, long. 0°41'51" W; Alicante, southeastern Spain). Maximum air temperature was 39 °C and minimum 9 °C with an average of 21 ± 7 °C, whereas maximum relative humidity was 80% and minimum 65% with an average of 72% ± 6%.

Two Mediterranean calcareous soils were selected from agricultural fields located within the province of Alicante (Spain) according to their salinity status. The reason underlying this selection criterion was to determine if cynara growth was influenced by soil initial salt content. Selected soils differed in their salinity and were identified as S_A (lowest salt content) and S_B (highest

Received for publication 4 Feb. 2013. Accepted for publication 21 Mar. 2013.

Alfonso José Lag-Brotons gratefully acknowledges the Spanish Ministry of Innovation and Science for a research fellowship (AP2007-01641). We also acknowledge the technical assistance of Maria Victoria Bas Niñerola and Carlos Pérez Linares. José Martín Soriano-Disla gratefully acknowledges the Department of Education (Government of Valencia) for a post-doctoral fellowship (APOSTD/2011/034). ¹To whom reprint requests should be addressed; e-mail alag@umh.es.

salt content). Soils were sampled from the top 15 cm, air-dried, sieved (less than 2 mm), and characterized (Table 1). Soil pH and electrical conductivity (EC) determinations were carried out in soil/deionized water suspension of 1/2.5 and 1/5 (w/v), respectively (MAPA, 1986). Organic carbon was determined by the Walkley Black method (Nelson and Sommers, 1996), nitrogen (N) by the Kjeldahl method (Bremner, 1965), available P using the Burriel-Hernando method (Diez, 1982), texture determined by the Bouyoucos method (Gee and Bauder, 1986), and equivalent calcium carbonate by using the Bernard calcimeter (Hulseman, 1966). Micronutrients [copper (Cu), iron (Fe), Mn, and zinc (Zn)] were determined in the DTPA extract (Lindsay and Norvell, 1978), whereas Ca, K, Mg, and Na were determined in the ammonium acetate extract (Knudsen et al., 1982). In these soil extracts, micronutrients, Ca, and Mg were measured by ion absorption spectrometry and Na and K by ion emission spectrometry (Unicam 969 AAS, Unicam, U.K.). Bulk density and saturation percentage were analyzed according to standard methods for soil analysis (MAPA, 1986).

Sewage sludge compost (SSC) was used as cynara seedbed substrate as well as soil organic amendment. The reasons underlying the selection of SSC as a soil amendment were its role as an organic fertilizer and its positive effects on soil physical, chemical, and biological properties, which contribute to ameliorate part of the detrimental effects of salinity on soil properties (Lakhdar et al., 2009). This waste was obtained from the wastewater treatment plant of Aspe (southeast Spain), air-dried, homogenized, sieved (less than 4 mm), and analyzed under the recommended standards methods of R.D. 824/2005 (2005) (Table 2). Regarding plant material, the botanical variety of cynara seeds used was *Cynara cardunculus* L. var. *silvestris* Lam. (wild cardoon). Seeds were collected from plants grown in the agrarian county "Campo del Turia" (altitude: 164 m a.s.l.; precipitation: 450 mm) located in the province of Valencia (eastern Spain).

The preparation of experimental materials started in the first week of Oct. 2009. Cynara seeds were germinated in seedbeds [4% SSC/96% peat (v/v)], whereas soils and SSC were mixed, filling the experimental pots (30 × 30 × 29 cm) with the resulting amended soils. Compost fertilization rate, on a dry weight basis, was 6 kg m⁻² (0.52 kg of compost/pot). Experimental pots were distributed in a completely randomized design with three replications per irrigation treatment (nine pots per soil type). In the third week of October, two seedlings were transplanted to each pot. The experiment started in the first week of November, when plants were thinned to one per pot.

Plants were irrigated with common irrigation water until 3 Jan. 2010, when saline irrigation started. Three irrigation treatments based on irrigation water EC (EC_w) measured at 20 °C were applied (0.7, 2, and 3 dS·m⁻¹) with increasing concentrations of NaCl (4, 13,

and 23 mmol·L⁻¹). Control treatment (EC_w = 0.7 dS·m⁻¹) consisted of common irrigation water (Table 3), whereas saline treatments (2 and 3 dS·m⁻¹) consisted of the addition of NaCl to common irrigation water until desired EC_w was reached. Saline treatments were selected to emulate the average conductivity of the most common marginal-quality water sources for irrigation in the southeast of Spain. Also, selected EC treatments were within the range of EC that poses slight soil salinity and infiltration risk but potentially high ion toxicity danger for sensitive plants (Ayers and Westcot, 1985; Hillel, 2005).

Every 2 weeks, and before NaCl addition, water used for irrigation was analyzed (Table 3) according to the Standard Methods for the Examination of Waters and Wastewaters (APHA, AWWA, and WEF, 2005). Irrigation frequency was determined on the basis of soil volumetric moisture with a WET sensor (Type WET-2) and a moisture meter (Type HH2) (Delta T Services, U.K.), which were specifically configured for selected soils. Whenever soil volumetric moisture was below 60% of water-holding capacity, pots were irrigated. On average, 31 mm/pot (2.75 L/pot) was supplied within each irrigation. Each pot was irrigated every 3 d from Nov. 2009 until Apr. 2010 and every 2 d from May 2010 until June 2010. In addition to the measurement of soil volumetric moisture, the EC of the soil pore water (EC_p) was recorded to observe soil salinity dynamics. Soil volumetric moisture and EC_p readings were based on the time domain reflectometry technique (Noborio, 2001).

The experiment ended on the first week of July 2010, when, according to the BBCH scale, cynara plants reached growth stage 83 (Archontoulis et al., 2010a). Heads were counted, plant height was recorded, and shoots were divided into heads, stalk, and leaves (basal leaves and caulicle leaves). All the plant fractions were washed with deionized water and dried in a forced-air oven at 60 °C. Then, the dry weight of the different cynara fractions was measured. Dry samples were ground and mineralized according to standards methods for plant analysis (MAPA, 1986) to determine the elemental composition of the different plant organs. In this solution, Ca, Cu, Fe, Mg, Mn, and Zn were measured by ion absorption spectrometry; K and Na by ion emission spectrometry; and P was determined by the vanadomolybdo phosphoric acid colorimetric method (APHA, AWWA, and WEF, 2005). In ground non-mineralized plant samples, Kjeldahl N and Cl were determined. Chloride was extracted with hot water (Ghosh and Drew, 1991) and determined by silver-nitrate titration (APHA, AWWA, and WEF, 2005). Seed yield reported in grams per plant (SY) and seed/head weight ratio [seed harvest index (HI_{head})] were calculated according to the models proposed by Archontoulis et al. (2010b). The content of Na, Cl, and macronutrients (Ca, K, Mg, N, P) contained in cynara aboveground biomass was calculated from dry weight and tissue mineral concentration data.

Mean values and sds were calculated for each of the parameters analyzed. Data for each variable were analyzed by two-way analysis of variance ($P \leq 0.05$) to assess saline irrigation, soil type, and interaction (soil type vs. saline irrigation) effects. Differences as a result of saline irrigation treatments within soil type were separated by Duncan's multiple range test ($P \leq 0.05$). Statistical tests were calculated using SPSS software (Version 20; SPSS Institute, Chicago, IL).

Table 1. Physical and chemical properties of selected soils (mean values ± sd).

	Soil	
	S _A	S _B
pH _{1/2.5}	8.64 ± 0.02	8.39 ± 0.02
EC _{1/5} (dS·m ⁻¹)	0.23 ± 0.02	0.64 ± 0.06
OC (g·kg ⁻¹)	8.9 ± 0.3	23 ± 1
N _k (g·kg ⁻¹)	0.8 ± 0.1	2.1 ± 0.2
Phosphorus (mg·kg ⁻¹)	63 ± 1	54 ± 1
SP (%)	48 ± 2	60 ± 2
CO ₃ ²⁻ _{eq} (%)	37 ± 1	44 ± 5
Sand (%)	23 ± 3	16 ± 1
Silt (%)	39 ± 2	35 ± 3
Clay (%)	38 ± 5	49 ± 3
BD (g·cm ⁻³)	1.22 ± 0.04	1.06 ± 0.04
Calcium (g·kg ⁻¹)	4.14 ± 0.01	5.13 ± 0.07
Magnesium (g·kg ⁻¹)	0.42 ± 0.02	0.91 ± 0.01
Potassium (g·kg ⁻¹)	0.59 ± 0.01	0.24 ± 0.01
Sodium (g·kg ⁻¹)	0.04 ± 0.02	0.64 ± 0.02
Copper (mg·kg ⁻¹)	3.4 ± 0.2	1.0 ± 0.1
Iron (mg·kg ⁻¹)	1.9 ± 0.1	1.7 ± 0.1
Manganese (mg·kg ⁻¹)	4.5 ± 0.1	4.0 ± 0.2
Zinc (mg·kg ⁻¹)	2.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1

OC = organic carbon; N_k = Kjeldahl nitrogen; SP = saturation percentage; CO₃²⁻_{eq} = equivalent calcium carbonate; BD = bulk density; EC = electrical conductivity.

Table 2. Physical and chemical properties of sewage sludge compost (mean values ± sd).

Sewage sludge compost	
pH	6.14 ± 0.04
Electrical conductivity (dS·m ⁻¹)	5.09 ± 0.06
OC (g·kg ⁻¹)	303 ± 7
N _k (g·kg ⁻¹)	27 ± 1
Phosphorus (g·kg ⁻¹)	7.2 ± 0.4
Calcium (g·kg ⁻¹)	12.7 ± 0.3
Magnesium (g·kg ⁻¹)	7.5 ± 0.3
Potassium (g·kg ⁻¹)	5.1 ± 0.4
Sodium (g·kg ⁻¹)	2.7 ± 0.1
Copper (mg·kg ⁻¹)	21 ± 3
Iron (mg·kg ⁻¹)	6470 ± 739
Manganese (mg·kg ⁻¹)	144 ± 3
Zinc (mg·kg ⁻¹)	747 ± 35

OC = organic carbon; N_k = Kjeldahl nitrogen.

Table 3. Irrigation water characteristics (mean values ± sd).

Irrigation water	
pH	8.10 ± 0.09
EC _(20°C) (dS·m ⁻¹)	0.7 ± 0.1
NO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	3 ± 1
HCO ₃ ⁻ (mg·L ⁻¹)	117 ± 1
Cl ⁻ (mg·L ⁻¹)	140 ± 22
SO ₄ ²⁻ (mg·L ⁻¹)	104 ± 44
Ca ²⁺ (mg·L ⁻¹)	28 ± 12
Mg ²⁺ (mg·L ⁻¹)	18 ± 8
K ⁺ (mg·L ⁻¹)	4 ± 1
Na ⁺ (mg·L ⁻¹)	83 ± 21

EC = electrical conductivity.

Results

Soil salinity dynamics throughout the experiment are shown in Figure 1. From January until the end of March, soil and irrigation water were in the process of reaching equilibrium. Consequently, EC_p values varied differently for each soil type within irrigation treatment. The records of EC_p indicated that equilibrium was reached in April and lasted until the end of June, because no differences were observed between soils irrigated at a certain salinity level. During this period, mean EC_p values for 0.7, 2, and 3 $dS\cdot m^{-1}$ irrigation treatments were 1.5, 2.4, and 4.2 $dS\cdot m^{-1}$ for S_A soil and 1.5, 2.5, and 3.7 $dS\cdot m^{-1}$ for S_B soil, respectively. These data suggest that the level of salinity that cynara plants were submitted to could be assumed to be about the same during the development of reproductive structures in both soils.

The effect of saline irrigation treatments on cynara morphological parameters can be observed in Table 4. Cynara growth was mainly affected by saline irrigation rather than by soil type with no apparent interaction between these factors. The only exception was plant height, which appeared to be affected by soil type ($P \leq 0.05$). Hence, data

of both soils were pooled and irrigation treatment effects were determined. Shoot biomass corresponding to the 3 $dS\cdot m^{-1}$ treatment was significantly reduced ($P \leq 0.001$) in approximately one-third regarding the 0.7 $dS\cdot m^{-1}$ treatment (Table 4). It was observed a significant reduction in stalk dry weight ($P \leq 0.05$), the number of heads ($P \leq 0.05$), head biomass ($P \leq 0.01$), and SY ($P \leq 0.05$). The percentage of seed yield decrease regarding control treatment (0.7 $dS\cdot m^{-1}$) in plants irrigated with 2 and 3 $dS\cdot m^{-1}$ water was 15% and 57%, respectively. Because studied factors did not affect the HI_{heads} , data were pooled and the calculated mean value was 0.24 $g\cdot g^{-1}$. Despite growth reduction, no visual symptoms of nutritional deficiencies were observed.

The mineral composition of cynara tissues and the effects of saline irrigation within soil type are shown in Table 5. None of the studied factors significantly affected N concentration. In contrast, P concentration was affected by soil type in stalk tissues ($P \leq 0.01$), showing S_A plants had higher values than S_B plants (Table 5). Also, an interaction effect between saline irrigation and soil type was observed in leaves ($P \leq 0.01$), decreasing with increasing salinity the concentration of P only in S_B plants (Table 5). The primary

effect induced by saline irrigation on the mineral composition of cynara organs was the enhancement of Na and Cl concentration (Table 5). These significant trends were exclusively related to saline irrigation ($P \leq 0.001$). Salinity also affected the concentration of K, which decreased in stalks ($P \leq 0.01$) but remained unaffected in the other cynara organs (Table 5). In addition, the concentration of K was strongly conditioned by soil type in stalks and leaves ($P \leq 0.001$), showing S_A plants had higher K values than S_B plants. In stalk tissues, Ca concentration was significantly affected by saline irrigation ($P \leq 0.01$) and soil type ($P \leq 0.01$), increasing with salinity and evidencing higher values in S_A plants compared with S_B plants (Table 5). Opposite of Ca, the concentration of Mg significantly decreased as a result of saline irrigation in leaves ($P \leq 0.001$) and heads ($P \leq 0.01$) (Table 5). Soil type and the interaction effect between saline irrigation and soil type did not affect Mg concentration. Micronutrients (Cu, Fe, Mn, and Zn) remained unaffected by saline irrigation (Table 5) or the interaction of this factor with soil type. However, Mn was strongly affected by soil type in leaves and heads ($P \leq 0.001$) and to lesser extent in stalks ($P \leq 0.01$). Higher Mn concentration was observed in S_A plants than in S_B plants in all cynara tissues (Table 5).

The content of macronutrients (Ca, Mg, K, N, P), Na, and Cl of cynara aboveground biomass, and the effects of irrigation treatments within soil type are shown in Figure 2. As a general trend, saline irrigation significantly decreased macronutrient content, especially Mg ($P \leq 0.001$), K ($P \leq 0.01$), and P ($P \leq 0.01$), whereas the content of Na ($P \leq 0.001$) and Cl ($P \leq 0.01$) increased (Fig. 1). Soil type clearly influenced the content of K ($P \leq 0.001$), being higher in S_A plants (Fig. 1). The content of Ca ($P \leq 0.05$), N ($P \leq 0.05$), Na ($P \leq 0.05$), and Mg ($P \leq 0.05$) was also affected by soil type, but differences were less evident and only observed between 0.7 $dS\cdot m^{-1}$ plants for Ca and N and between 3 $dS\cdot m^{-1}$ plants for Mg (Fig. 1). No significant interaction effects between salinity and soil type were observed.

Discussion

Soil type only affected cynara plants height, observing taller plants in S_B soil, probably associated with the nutritional status (mainly N) of this soil. Thereby, cynara growth was primarily conditioned by saline irrigation, which had a negative influence in most cynara morphological parameters. The reduction of growth observed is one of the general effects that plants under salt stress exhibit, resulting in decreased biomass production and in shorter plant height (Läuchli and Epstein, 1990; Shannon and Grieve, 1999). It is noticeable that SY was severely affected by salinity, because cynara seeds play a determinant role regarding the cultivation of this crop for energy purposes, either as solid or liquid fuel. Considering higher

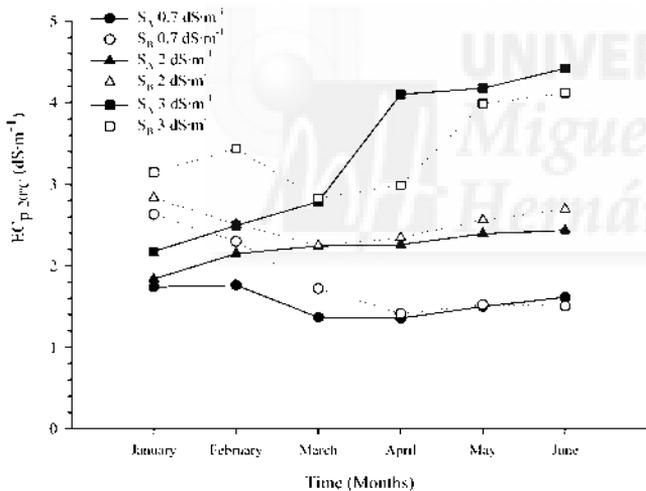


Fig. 1. Electrical conductivity (EC) of the soil pore water (EC_p) dynamics throughout the saline irrigation period. Monthly mean values ($n = 6$) for each soil type ($S_A =$ black symbols; $S_B =$ white symbols) within saline irrigation treatment (0.7, 2, and 3 $dS\cdot m^{-1}$) are represented.

Table 4. Cardoon morphological parameters at the end of the experiment (mean values \pm sd, $n = 3$).

Soil	EC_w ($dS\cdot m^{-1}$)	Heads number (no./plant)	Plant ht (m)	Basal leaves			Caulicle leaves (g/dry plant)	Heads	Shoot
				Basal leaves	Stalk	Stalk			
S_A	0.7	5 \pm 1 b	0.83 \pm 0.18 a	89 \pm 12 a	32 \pm 14 a	28 \pm 11 a	65 \pm 13 b	212 \pm 28 b	
	2	4 \pm 0 ab	0.76 \pm 0.18 a	59 \pm 6 a	31 \pm 13 a	21 \pm 10 a	66 \pm 12 b	177 \pm 29 ab	
	3	2 \pm 1 a	0.55 \pm 0.28 a	68 \pm 3 a	18 \pm 11 a	22 \pm 9 a	28 \pm 17 a	136 \pm 5 a	
S_B	0.7	5 \pm 2 a	1.16 \pm 0.11 b	60 \pm 13 a	52 \pm 8 b	35 \pm 2 b	88 \pm 16 b	235 \pm 28 b	
	2	4 \pm 1 a	0.86 \pm 0.18 a	52 \pm 14 a	31 \pm 13 ab	22 \pm 9 a	60 \pm 21 ab	165 \pm 35 a	
	3	3 \pm 1 a	0.89 \pm 0.08 a	66 \pm 12 a	27 \pm 3 a	21 \pm 5 a	46 \pm 5 a	159 \pm 10 a	

^aDifferent letters within a soil type (S_A , S_B) indicate statistically significant differences at $P \leq 0.05$ as a result of a one-way analysis of variance testing saline irrigation treatments (EC_w). Means were separated by Duncan's multiple range test at $P \leq 0.05$.

Table 5. Elemental composition of cardoon tissues on a dry weight basis (mean values \pm sd, n = 3).

Plant tissue	Soil	EC _w (dS·m ⁻¹)	Nitrogen	Phosphorus	Calcium	Magnesium	Potassium	Sodium	Chlorine	Copper	Iron	Manganese	Zinc
			(g·kg ⁻¹)										
Stalk	S _A	0.7	2.6 \pm 0.6 a	3.6 \pm 0.5 a	4.7 \pm 0.9 a	3.3 \pm 1.0 a	17 \pm 3 a	16 \pm 2 a	30 \pm 4 a	6 \pm 4 a	55 \pm 23 a	7 \pm 2 a	25 \pm 2 a
		2	3.3 \pm 0.5 a	3.1 \pm 0.4 a	7.1 \pm 2.6 ab	2.5 \pm 1.3 a	12 \pm 1 a	37 \pm 1 b	51 \pm 3 b	2 \pm 1 a	32 \pm 10 a	10 \pm 2 a	26 \pm 1 a
		3	4.2 \pm 1.0 a	4.1 \pm 0.7 a	9.9 \pm 1.4 b	3.2 \pm 0.1 a	6 \pm 1 b	37 \pm 4 b	49 \pm 4 b	8 \pm 8 a	43 \pm 8 a	16 \pm 7 a	25 \pm 1 a
	S _B	0.7	2.9 \pm 0.4 a	2.9 \pm 0.7 a	3.5 \pm 0.2 a	2.3 \pm 0.6 a	7 \pm 3 a	18 \pm 1 a	26 \pm 2 a	4 \pm 2 a	19 \pm 2 a	4 \pm 1 a	25 \pm 1 a
		2	3.9 \pm 1.0 a	2.7 \pm 0.2 a	3.2 \pm 1.0 a	2.3 \pm 0.9 a	6 \pm 2 a	39 \pm 6 b	41 \pm 9 b	4 \pm 2 a	20 \pm 1 a	6 \pm 2 a	25 \pm 2 a
		3	3.9 \pm 0.4 a	2.1 \pm 0.2 a	5.9 \pm 1.9 b	2.2 \pm 0.4 a	4 \pm 3 a	44 \pm 4 b	57 \pm 3 c	2 \pm 1 a	27 \pm 13 a	5 \pm 1 a	25 \pm 1 a
Caulicle leaves	S _A	0.7	7.3 \pm 1.5 a	2.1 \pm 0.2 a	16.1 \pm 4.9 a	3.6 \pm 0.8 a	42 \pm 7 a	17 \pm 5 a	38 \pm 10 a	3 \pm 2 a	56 \pm 21 a	23 \pm 6 a	26 \pm 2 a
		2	8.5 \pm 2.7 a	1.7 \pm 1.0 a	16.1 \pm 9.9 a	2.0 \pm 1.1 ab	44 \pm 16 a	45 \pm 8 b	72 \pm 16 b	3 \pm 1 a	115 \pm 66 a	28 \pm 14 a	24 \pm 1 a
		3	9.9 \pm 3.2 a	2.8 \pm 0.3 a	8.9 \pm 6.3 a	1.5 \pm 0.4 b	32 \pm 6 a	59 \pm 5 b	82 \pm 11 b	3 \pm 1 a	73 \pm 1 a	31 \pm 4 a	24 \pm 1 a
	S _B	0.7	6.5 \pm 2.7 a	3.0 \pm 0.8 a	12.5 \pm 3.6 a	4.7 \pm 0.5 a	22 \pm 3 a	26 \pm 3 a	39 \pm 4 a	3 \pm 1 a	73 \pm 30 a	10 \pm 2 a	24 \pm 1 a
		2	8.8 \pm 2.2 a	2.1 \pm 0.2 ab	10.8 \pm 5.7 a	2.7 \pm 0.6 b	23 \pm 6 a	47 \pm 4 b	64 \pm 4 b	4 \pm 2 a	74 \pm 11 a	11 \pm 4 a	24 \pm 1 a
		3	9.0 \pm 0.9 a	1.1 \pm 0.4 b	11.7 \pm 2.3 a	1.8 \pm 0.6 b	23 \pm 6 a	61 \pm 3 c	85 \pm 3 c	4 \pm 2 a	75 \pm 25 a	16 \pm 3 a	23 \pm 1 a
Heads	S _A	0.7	9.9 \pm 0.8 a	3.1 \pm 0.3 a	2.3 \pm 1.1 a	2.0 \pm 0.1 a	19 \pm 1 a	2 \pm 1 a	15 \pm 2 a	11 \pm 2 a	38 \pm 17 a	12 \pm 2 a	38 \pm 2 a
		2	10.4 \pm 0.1 a	3.1 \pm 0.2 a	2.1 \pm 0.6 a	1.9 \pm 0.1 a	19 \pm 1 a	4 \pm 2 a	14 \pm 1 a	10 \pm 1 a	48 \pm 6 a	13 \pm 1 a	38 \pm 4 a
		3	11.1 \pm 0.7 a	3.3 \pm 0.1 a	1.5 \pm 0.3 a	1.5 \pm 0.0 b	17 \pm 1 a	7 \pm 1 b	16 \pm 1 a	13 \pm 1 a	44 \pm 6 a	15 \pm 2 a	39 \pm 1 a
	S _B	0.7	12.5 \pm 1.4 a	2.8 \pm 0.3 a	1.6 \pm 0.3 a	2.0 \pm 0.3 a	15 \pm 2 a	2 \pm 1 a	11 \pm 1 a	9 \pm 1 a	43 \pm 16 a	10 \pm 1 a	39 \pm 8 a
		2	13.9 \pm 2.6 a	3.3 \pm 0.2 a	1.4 \pm 0.8 a	1.8 \pm 0.2 ab	16 \pm 1 a	5 \pm 2 ab	15 \pm 2 b	13 \pm 1 a	56 \pm 21 a	10 \pm 3 a	42 \pm 6 a
		3	11.1 \pm 1.6 a	3.1 \pm 0.6 a	1.0 \pm 0.2 a	1.5 \pm 0.1 b	17 \pm 6 a	8 \pm 2 b	20 \pm 1 c	12 \pm 3 a	55 \pm 4 a	8 \pm 1 a	34 \pm 9 a

*Different letters within soil type (S_A, S_B) and plant tissue (in columns) indicate statistically significant differences at $P \leq 0.05$ as a result of a one-way analysis of variance testing saline irrigation treatments (EC_w). Means were separated by Duncan's multiple range test at $P \leq 0.05$.

heating values of the different cynara fractions, seeds present the highest value (Fernández et al., 2006). This implies that lower energy yield would be obtained under saline irrigation if the whole aboveground biomass is harvested without separation of seeds. Furthermore, cynara liquid fuel (biodiesel) or oil production would be severely constrained, which can even make these applications unviable.

Regarding cynara mineral nutrition, saline irrigation had a greater influence than soil type. Although N concentration was unaffected by salinity, the content of this element decreased. Generally, the uptake of NO₃⁻ is negatively influenced by the concentration of Cl⁻ present in the soil solution, leading to lower N accumulation in plants (Grattan and Grieve, 1999).

The different P concentration observed in stalks could be related to a comparatively higher content of carbonates and Ca as well as lower P concentration in S_B soil than in S_A soil. The presence of Ca–P minerals, whose solubility is low, is likely to be higher in S_B soil. Hence, with increasing salinity, the availability of P was further restricted for S_B plants than for S_A plants. The interaction effect observed in caulicle leaves may be a result of the additional constraint that increasing salinity implied for S_B plants, which resulted in lower P concentration. Despite these differences in P concentration, the amount of P extracted by shoot biomass was not different between soils, which indicated that P uptake was mainly driven by saline irrigation.

The accumulation of Cl and Na can have detrimental effects on plants. To avoid this damage, salt-tolerant plants sequester Na and Cl in vacuoles (Munns, 2002; Munns and Tester, 2008; Tester and Davenport, 2003). In a soilless culture, Benlloch-González et al. (2005) demonstrated that *Cynara cardunculus* L. osmotic adjustment ability under salt stress conditions was mainly regulated by the inorganic ion content, especially through Na accumulation. Similar results were observed

in our present study because increasing concentrations of Na and Cl produced a concomitant increase in the content of these inorganic ions in cynara tissues.

As a result of the antagonism between Na and K at uptake sites and the effect of Na over K transport into the xylem (Hu and Schmidhalter, 2005), the concentration of K in plant tissues is generally decreased by increasing Na salinity (Grattan and Grieve, 1999). Whereas K shoot content decreased with salinity, cynara plants were able to maintain the concentration of this element in leaves and heads. Regardless of salinity effect, soil type strongly conditioned the concentration and content of K with higher values in S_A plants than in S_B plants. A possible reason that would explain why the concentration and content of K is so closely related to initial soil K fertility is that cynara shows evidence of high K selectivity. If so, cynara plants, up to a certain salinity level, would be able to uptake K according to the soil fertility. This finding is in agreement with Solano et al. (2010), who stated that K content of cynara biomass increases with K fertilization.

Calcium is displaced from its extracellular-binding sites by Na, which implies that Ca availability could be seriously reduced under saline conditions (Grattan and Grieve, 1999). However, neither Ca concentration nor Ca content was adversely affected by increasing NaCl salinity, probably because of the high availability of Ca in these Mediterranean calcareous soils (see Table 1). The increased Ca concentration of stalks might be related to a structural role (e.g., plant cell wall rigidity; Maathuis, 2009) as well as the result of the decline of plant growth resulting from salinity. Thereby, smaller plants (S_A) could present a concentration effect of Ca in stalks.

The decrease observed in plant Mg concentration might be induced by the reduction of Mg in the exchange phase of soils and/or by the inability of the plant to effectively uptake Mg as a result of ion competition

with Na at high concentrations (Grattan and Grieve, 1999). Consequently, shoot Mg content also decreased with increasing salinity. This element might be used as a NaCl salinity indicator for cynara plants grown in calcareous soils because, after Na, it was the element whose concentration exhibited higher sensitivity to salt stress.

Absence of nutritional deficiencies was observed for micronutrients (Cu, Fe, Mn, and Zn), because cynara tissue concentrations were above the critical concentration range for plant deficiency (Marschner, 1995). Besides pH, others factors that influence Mn availability in soils are organic matter, clay, and hydrous oxide content, which can absorb Mn (El-Jaoual and Cox, 1998). The pH was not a differential characteristic between soils, but levels of organic matter and clay in S_B soil were over those observed in S_A soil. Thereby, these factors may have influenced Mn availability by reducing its uptake in cynara S_B plants.

In view of our results, saline irrigation negatively affects cynara cultivation for energy use, because not only biomass quantity, but also biomass quality is reduced. Saline irrigation enhanced the content of Cl and alkali elements such as Na in cynara aboveground biomass. The presence of these elements is related to several problems for power plants such as fouling, slagging, and corrosion, which reduce the plant lifespan (Monti et al., 2008). As an example, the concentration of Cl, even in the control treatment, exceeded the guiding values in solid biofuels for unproblematic combustion indicated by Obernberger et al. (2006). The resultant chloride salts (i.e., NaCl₂ and KCl) might cause corrosion problems in the furnace and be boiler-related. However, saline irrigation might positively contribute to other uses. In a cynara soilless culture study, NaCl salinity irrigation increased the amount of total and individual polyphenols in leaves, compounds with antioxidant properties, thus improving cynara leaf characteristics for

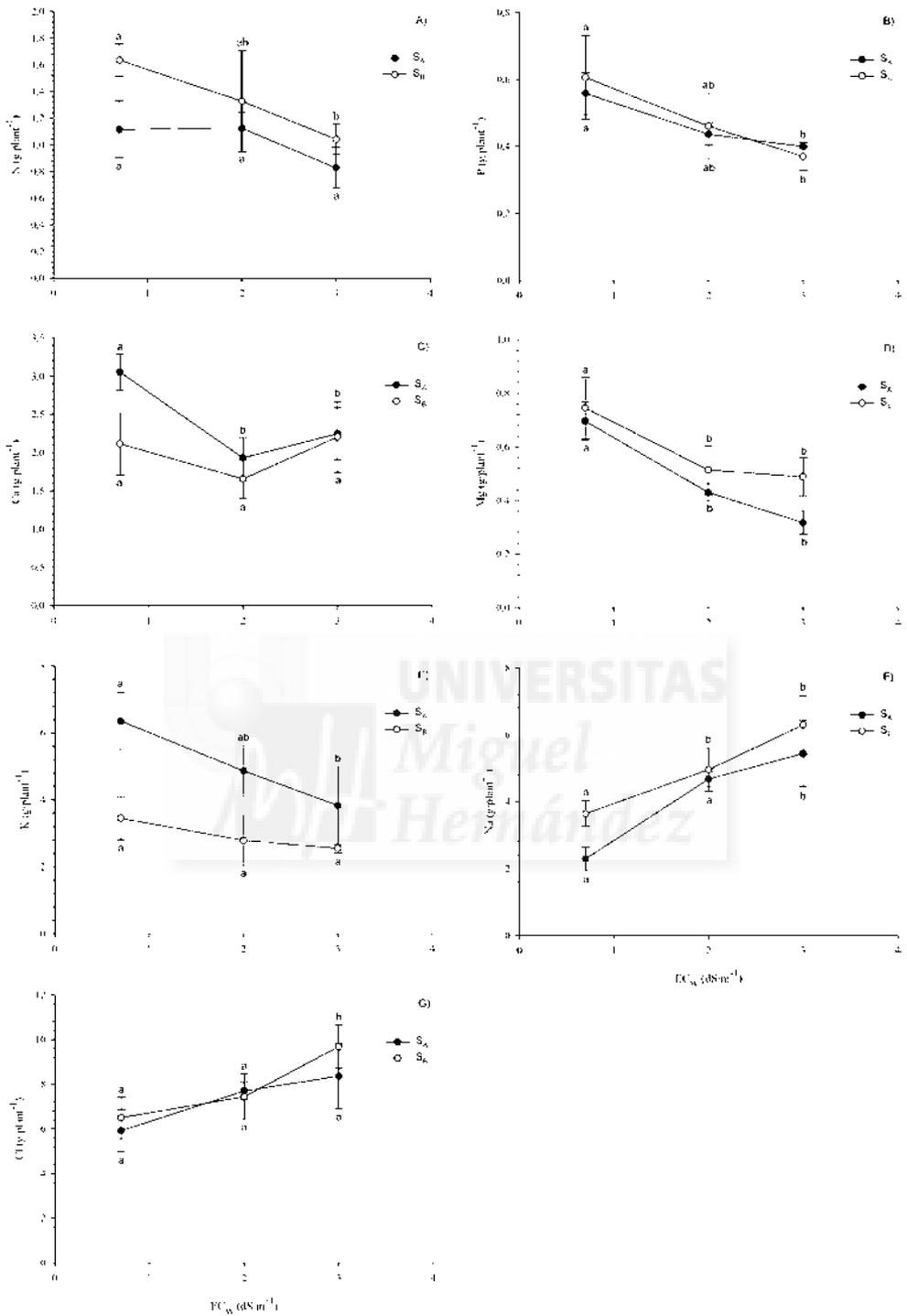


Fig. 2. Aboveground biomass mineral content of cynara plants grown in two Mediterranean soils (S_A, S_B) mainly differing in their initial soil salinity status. The following elements are represented: nitrogen (N; A), phosphorus (P; B), calcium (Ca; C), magnesium (Mg; D), potassium (K; E), sodium (Na; F), and chlorine (Cl; G). Different letters within a soil type indicate statistically significant differences at $P \leq 0.05$ as a result of a one-way analysis of variance testing saline irrigation treatments (EC_w). Means were separated by Duncan's multiple range at $P \leq 0.05$.

phytotherapeutic applications (Colla et al., 2012). Irrespective of lower cynara biomass or energy yields, the growth of cynara under saline irrigation is able to reduce soil erosion and desertification and improve soil physical (i.e., structure) and chemical (i.e., organic matter) properties (Grammelis et al., 2008), which is of special importance in Mediterranean regions.

Conclusions

In the current study, cynara growth and mineral nutrition were primarily affected by saline irrigation. Cynara growth reduction was related to the enhancement of the osmotic effect (increased soil salinity) and the ion toxicity effect (accumulation of Cl and Na in cardoon tissues). With increasing salinity, nutritional disorders may also affect cynara growth. However, no visual symptoms of nutritional deficiency were observed, which suggested that nutritional imbalances were absent or not severe. Cynara exhibits high K selectivity, which seems to be associated with a salt tolerance mechanism. Consequently, the concentration and content of K is highly related with soil fertility, thus with fertilization management. The decrease of the concentration and content of Mg suggest that not only the concentration of Na, but also Mg might be used as an indicator of salt stress in cynara plants grown in calcareous Mediterranean soils. Cynara is a suitable crop species for the Mediterranean region, but the adequacy of its cultivation under saline irrigation is highly dependent on the desired end use.

Literature Cited

- APHA, AWWA, and WEF. 2005. Standard methods for the examination of waters and wastewaters. 21st Ed. Amer. Public Health Assn., Washington, DC.
- Archontoulis, S.V., P.C. Struik, J. Vos, and N.G. Danalatos. 2010a. Phenological growth stages of *Cynara cardunculus*: Codification and description according to the BBCH scale. *Ann. Appl. Biol.* 156:253–270.
- Archontoulis, S.V., P.C. Struik, X. Yin, L. Bastiaans, J. Vos, and N.G. Danalatos. 2010b. Inflorescence characteristics, seed composition, and allometric relationships predicting seed yields in the biomass crop *Cynara cardunculus*. *Glob. Chang. Biol. Bioenerg.* 2:113–129.
- Ayers, R.S. and D.W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrig Drain Pap 29, Rev. 1. Rome, Italy.
- Benlloch-González, M., J.M. Fournier, J. Ramos, and M. Benlloch. 2005. Strategies underlying salt tolerance in halophytes are present in *Cynara cardunculus*. *Plant Sci.* 168:653–659.
- Bremner, J.M. 1965. Total nitrogen, p. 1149–1178. In: Black, C.A. (ed.). *Methods of soil analysis, Part 2*. Amer. Soc. Agron., Madison, WI.
- Colla, G., Y. Roupshael, M. Cardarelli, E. Svecova, E. Rea, and L. Lucini. 2012. Effects of saline stress on mineral composition, phenolics acids and flavonoids in leaves of artichoke and cardoon genotypes grown in a floating system. *J. Sci. Food Agr.* (in press). DOI: 10.1002/jsfa.5861.
- Diez, J.A. 1982. Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel-Hernando para la evaluación de fósforo asimilable en suelos. *Anal. Edaf. Agrobiol.* 41:1345–1353.
- El-Jaoual, T. and D.A. Cox. 1998. Manganese toxicity in plants. *J. Plant Nutr.* 21:353–386.
- Fernández, J., M.D. Curt, and P.L. Aguado. 2006. Industrial applications of *Cynara cardunculus* L. for energy and other uses. *Ind. Crops Prod.* 24:222–229.
- Gee, G.W. and J.W. Bauder. 1986. Particle size analysis, p. 383–441. In: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2nd Ed. Vol. 9. Amer. Soc. Agron., Madison, WI.
- Ghosh, G. and M.C. Drew. 1991. Comparison of analytical methods for extraction of chloride from plant tissue using ^{36}Cl as tracer. *Plant Soil* 136:265–268.
- Grammelis, P., A. Malliopolou, P. Basinas, and N.G. Danalatos. 2008. Cultivation and characterization of *Cynara cardunculus* for solid biofuels production in the Mediterranean region. *Intl. J. Mol. Sci.* 9:1241–1258.
- Grattan, S.R. and C.M. Grieve. 1992. Mineral element acquisition and growth response of plant grown in saline environments. *Agr. Ecosyst. Environ.* 38:275–300.
- Grattan, S.R. and C.M. Grieve. 1999. Salinity-mineral nutrient relations in horticultural crops. *Sci. Hort.* 78:127–157.
- Hillel, D. 2005. Salinity; management, p. 435–442. In: Hillel, D., J.H. Hatfield, D.S. Powlson, C. Rosenzweig, K.M. Scow, M.J. Singer, and D.L. Sparks (eds.). *Encyclopedia of soils in the environment*. Vol. 3. Elsevier/Academic Press, Waltham, MA.
- Hu, Y. and U. Schmidhalter. 2005. Drought and salinity: A comparison on their effects on mineral nutrition of plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168:541–549.
- Hulseman, J. 1966. An inventory of marine carbonate materials. *J. Sediment. Petrol. Amer. Soc. Civ. Eng.* 36:622–625.
- Jacobsen, S.E., C.R. Jensen, and F. Liu. 2012. Improving crop production in the arid Mediterranean climate. *Field Crops Res.* 128:34–47.
- Knudsen, D., G.A. Peterson, and P.F. Pratt. 1982. Lithium, sodium, and potassium, p. 225–246. In: Page, A.L. et al. (eds.). *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2nd Ed. Amer. Soc. Agron. Monograph 9. Madison, WI.
- Lakhdar, A., M. Rabhi, T. Ghnaya, F. Montemuro, N. Jedidi, and C. Abdely. 2009. Effectiveness of compost use in salt-affected soil. *J. Hazard. Mater.* 171:29–37.
- Läuchli, A. and E. Epstein. 1990. Plant response to saline and sodic conditions, p. 112–137. In: Tanki, K.K. (ed.). *Agricultural salinity assessment and management*. Amer. Soc. Civ. Eng. Manuals and Reports on Engineering Practice 71, ASCE, NY.
- Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 42:421–428.
- Maathuis, F.J.M. and A. Amtmann. 1999. K^+ nutrition and Na^+ toxicity: The basis of cellular K^+/Na^+ ratios. *Ann. Bot. (Lond.)* 84:123–133.
- Maathuis, J.M. 2009. Physiological functions of mineral macronutrients. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12:250–258.
- MAPA. 1986. Métodos oficiales de análisis. Tomo III. Dirección General de Política Alimentaria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd Ed. Academic Press, London, UK.
- Monti, M., N. Di Virgilio, and G. Venturi. 2008. Mineral composition and ash content of six major energy crops. *Biomass Bioenergy* 32:216–223.
- Munns, R. 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell Environ.* 25:239–250.
- Munns, R. and M. Tester. 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59:651–681.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter, p. 961–1010. In: Sparks, D.L. (ed.). *Methods of soil analysis. Part 3—Chemical methods*. Amer. Soc. Agron.-Soil Sci. Soc. Amer., Madison, WI.
- Noborio, K. 2001. Measurement of soil water content and electrical conductivity by time domain reflectometry: A review. *Comput. Electron. Agr.* 36:113–132.
- Obernberger, I., T. Brunner, and G. Bärnthaler. 2006. Chemical properties of solids biofuels—Significance and impact. *Biomass Bioenergy* 30:973–982.
- Piscioneri, I., N. Sharma, G. Baviello, and S. Orlandini. 2000. Promising industrial energy crop, *Cynara Cardunculus*: a potential source for biomass production and alternative energy. *Energy Convers. Mgt.* 41:1091–1105.
- Qadir, M., D. Wichnells, L. Raschid-Sally, M.P. Singh, P. Drechsel, A. Bahri, and P. McCormick. 2007. Agricultural use of marginal-quality water—Opportunities and challenges, p. 425–457. In: Molden, D. (ed.). *Water for food; water for life. A comprehensive assessment of water management in agriculture*. Earthscan, London, UK.
- Raccuia, S.A., V. Cavallaro, and M.G. Melilli. 2004. Intraspecific variability in *Cynara cardunculus* L. var. *sylvestris* Lam. Sicilian populations: Seed germination under salt and moisture stresses. *J. Arid Environ.* 56:107–116.
- Raccuia, S.A. and M.G. Melilli. 2007. Biomass and grain oil yields in *Cynara cardunculus* L. genotypes grown in a Mediterranean environment. *Field Crops Res.* 101:187–197.
- R.D. 824/2005. 2005. Real Decreto 824/2005 de 8 Julio sobre productos fertilizantes. *Boletín Oficial del Estado* 171, 25592-25669. Anexo VI.
- Shannon, M.C. and C.M. Grieve. 1999. Tolerance of vegetable crops to salinity. *Sci. Hort.* 78:5–38.
- Solano, M.L., E. Manzanero, R. Conchesco, M.D. Curt, M. Sanz, and J. Fernández. 2010. Potassium fertilisation and the thermal behaviour of *Cynara cardunculus* L. *Biomass Bioenergy* 34: 1487–1494.
- Tester, M. and R. Davenport. 2003. Na^+ tolerance and Na^+ transport in higher plants. *Ann. Bot. (Lond.)* 91:503–523.

**3. Effects of sewage sludge compost
on *Cynara cardunculus* L.
cultivation in a mediterranean soil**
(Compost Science & Utilization 22, 33-39)



Effects of Sewage Sludge Compost on *Cynara cardunculus* L. Cultivation in a Mediterranean Soil

A. Lag-Brotons,¹ I. Gómez,¹ J. Navarro-Pedreño,¹ and J. Bartual-Martos²

¹GEA–Environmental Soil Science Group, Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández, Elche, Spain

²Agricultural Experimental Station, Carretera Dolores s/n, Elche, Spain

ABSTRACT. The aim of this study was to identify an optimal sewage sludge compost (SSC) application rate to cultivate *Cynara cardunculus* L. (cynara) in a Mediterranean soil. Five SSC treatments corresponding to 0, 2, 4, 6, and 8 kg compost/m² (T₀, T₁, T₂, T₃, and T₄, respectively) were applied to an agricultural plot (South-Eastern Spain). Twelve cynara plants per treatment were grown (January–June). SSC treatments enhanced C_{ox}, N_k, P_{burriel}, Zn, and Fe. The optimal rates were found between T₂ and T₃. Cynara leaves' elemental composition was scarcely affected by SSC. Only Fe increased, differing T₂, T₃, T₄ plants (over 1000 mg Fe/kg) from T₀ plants (701 mg Fe/kg). Cynara morphological traits were not affected by SSC treatments. Cynara results did not indicate a clear optimal SSC dose. However, applications between 4 and 6 kg of SSC/m² are recommended in order to enhance soil organic matter and fertility, factors of special importance in Mediterranean environments.

INTRODUCTION

In the past decades in Europe, population growth and progressively higher water quality standards has led to the generation of large quantities of sewage sludge derived from wastewater treatment (Fytill and Zabaniotou 2008). In the year 2006, about 1.1 million tons of sewage sludge were produced in Spain, from which 65% were applied on agricultural soils (PNIR 2009). Sewage sludge enhances the fertility of amended soils, yet it may also contain pathogenic microorganisms and heavy metals, which could result in impaired plant growth and/or might pose a health risk for livestock and humans. Composting is an effective method to minimize these risks, as pathogens are biodegraded and heavy metals are

stabilized as a result of organic matter transformations (Barker and Bryson 2002; Noble and Roberts 2004). In terms of maturity and stability, the sewage sludge compost (SSC) could be ready to be used after 40–50 days of composting (Soriano-Disla et al. 2010). This material can contribute to coping with some of the major agricultural constraints in the Mediterranean regions, such as poor physical structure, soil loss, and salinization (Marques et al. 2007). The addition of SSC increases soil organic matter, ameliorates the severity of erosion and salinity effects (Lakhdar et al. 2009), and favors crop establishment in Mediterranean environments (Casado-Vela et al. 2006; Lachervêque et al. 2006). Therefore, SSC could be used as a low-cost organic fertilizer and soil improver to

grow plant species adapted to the Mediterranean climate.

Cynara cardunculus L., known as cynara for industrial applications, is a perennial herbaceous plant species considered as a potential energy crop for Mediterranean regions with a widespread spectrum of potential uses (Fernández et al. 2006). The utilization of SSC to cultivate this plant species for energy use does not imply health risks to the food chain. In addition, it could represent a suitable option to reduce soil degradation in abandoned Mediterranean farmlands, not only for the positive effects of SSC but for the protection of its dense canopy against the erosion caused by the intense precipitations that occur in Mediterranean areas (Grammelis et al. 2008).

The aim of this study was to assess SSC amendment effects on cynara growth and on soil properties in order to identify an optimal application rate for the Mediterranean plant-soil system. For this purpose, soil physical and chemical properties, cynara morphological parameters, and leaves nutritional status are examined. To the best of our knowledge, this is the first study that reports the effects of SSC on cynara growth.

MATERIALS AND METHODS

Site description and experimental materials

The experimental plot was located at the agricultural station of Elche of the Valencian Institute of Agricultural Research, in Alicante, Spain (0° 41' O, 38° 16' N, elevation of 98 m a.s.l.). For the six months of experimentation, mean air temperatures were 14.2, 20.4 (maximum), and 9.2°C (minimum). Within this period, the average rainfall was 71 mm, with precipitation concentrated in February and June. The soil of the agricultural station was a clay-loam anthrosol (IUSS Working Group WRB 2006). Soil was collected from 0–20 cm, air-dried at room temperature, and sieved <2 mm particle size (table 1).

Aerobically-composted sewage sludge was obtained from a municipal wastewater treatment plant in Aspe (Alicante, Spain). The SSC consisted of sewage sludge mixed with sawdust and

TABLE 1. Soil and sewage sludge compost physical and chemical properties*

Soil [†]		Sewage sludge compost	Units
pH _{1:2.5}	8.2	pH	6.8
EC _{1:5}	0.65	EC	6.4 dS/m
C _{ox}	15	C _{total}	292 g/kg
N _k	1.5	N _k	24 g/kg
P _{Burriel}	99	P _{total}	706 mg/kg
Ca _(NH₄.Ac)	3.78	C _{total}	19 g/kg
K _(NH₄.Ac)	0.85	K _{total}	4.8 g/kg
Mg _(NH₄.Ac)	0.54	Mg _{total}	5.8 g/kg
Na _(NH₄.Ac)	0.10	Na _{total}	2.6 g/kg
Cu _(DTPA)	2.4	Cu _{total}	159 mg/kg
Fe _(DTPA)	4.4	Fe _{total}	5724 mg/kg
Mn _(DTPA)	8.7	Mn _{total}	129 mg/kg
Zn _(DTPA)	5.1	Zn _{total}	690 mg/kg
Cd _{total}	0.5	Cd _{total}	0.8 mg/kg
Cr _{total}	10	Cr _{total}	60 mg/kg
Ni _{total}	11	Ni _{total}	13 mg/kg
Pb _{total}	56	Pb _{total}	47 mg/kg
CaCO _{3eq}	520	B _{total}	0.05 g/kg
Clay	31		%
Sand	38		%
Silt	31		%

*Mean values are shown ($n = 4$).

[†]EC: electrical conductivity; C_{ox}: oxidable organic carbon; N_k: Kjeldahl nitrogen; CaCO_{3eq}: equivalent calcium carbonate; NH₄.Ac: element extracted with ammonium acetate; DTPA: element extracted with diethylenetriaminepentaacetic acid.

straw as co-composting agents in an approximate proportion of 4:3:1, respectively. Compost samples were oven-dried at 60°C until constant weight, ground to pass through a 2-mm sieve, and analyzed under the recommended standards in Spanish Royal Decree 824/2005 (2005) in its annex VI (table 1).

Cynara seeds were collected from native plants found in the region “Campo del Turia” (altitude: 164 m a.s.l.; precipitation: 450 mm) located within the province of Valencia (Eastern Spain). Two weeks prior to the start of the experiment, cynara seeds were germinated in seedbeds filled with peat containing coco fiber and perlite. Seedlings were grown under natural light conditions in a greenhouse located within the agricultural station.

Experimental design

The experimental plot (60 m²) was divided into five subplots. Five SSC treatments

corresponding to 0, 2, 4, 6, and 8 kg compost/m² (T₀, T₁, T₂, T₃, and T₄ respectively) were applied to the plot, one SSC treatment per subplot. At the beginning of January, SSC was thoroughly mixed with the soil top layer (30 cm). Two weeks later, 12 cynara plants were transplanted to each subplot (10,000 plants/ha).

Crop water requirements were satisfied by rain and by drip irrigation. On average basis, the volume of water supplied every week was 10.5 mm and presented the following characteristics: pH 8.3, electrical conductivity (EC) 3.5 dS/m, P 38 mg/L, Ca 132 mg/L, K 27 mg/L, Mg 62 mg/L, Na 486 mg/L, Cl 729 mg/L, B 1.0 mg/L, NH₄⁺ 11 mg/L, SO₄²⁻ 336 mg/L, NO₃⁻ 7 mg/L, and HCO₃⁻ 290 mg/L.

At the end of June, four plants were selected at random in each subplot; plant height was measured and heads were counted. Then, selected plants were divided into stalk, leaves, and heads and the fresh weight of the different parts of cynara plants were determined. The dry weight was determined after oven-drying until a constant weight at 60°C. Dry cynara leaf samples were ground and stored in plastic bags for the analysis of the elemental composition. Eight soil samples were collected up to 20 cm depth in each subplot, air-dried at room temperature, and sieved (<2 mm).

Analytical methods

Soil texture was determined by the Bouyoucos method (Gee and Bauder 1986) and the equivalent calcium carbonate by using the Bernard calcimeter (Hulseman 1966). Soil pH and EC determinations were carried out in soil/deionized water suspension of 1:2.5 and 1:5 (w/v), respectively (MAPA 1986). Soil organic carbon (C_{ox}) was determined by the Walkley Black method (Nelson and Sommers 1996) while nitrogen contained in the organic fraction of soil (N_k) was analyzed by the Kjeldhal method (Bremner 1965). Available phosphorous (P_{Burriel}) was determined using the Burriel-Hernando method (Díez 1982). Available Ca, K, Mg, and Na were extracted with ammonium acetate extract (NH₄Ac) (Knudsen et al. 1982) while micronutrients (Cu, Fe, Mn, and Zn) were extracted with diethylenetriamine-

pentaacetic acid (DTPA) (Lindsay and Norvell 1978). To determine heavy metals (Cd, Cr, Ni, and Pb) total content, soil samples were submitted to a microwave acid digestion using nitric acid/hydrogen peroxide at a ratio of 4:1 (v/v) (Moral et al. 1996). In these soil extracts, Ca_{NH4Ac}, Mg_{NH4Ac}, DTPA-extracted micronutrients, and heavy metals were measured by ion absorption spectrometry while Na_{NH4Ac} and K_{NH4Ac} were measured by ion emission spectrometry.

In order to determine the elemental composition of cynara leaves, ground samples were mineralized in a muffle furnace at 500°C and ashes were dissolved with HCl acid (MAPA 1986). In this solution, the total concentration of Ca, K, Mg, Na, and micronutrients (Cu, Fe, Mn, Zn) were measured as described for soil samples. In addition, P and B were determined by colorimetric methods, by using the vanadomolybdophosphoric acid method and the azomethine-H method, respectively (MAPA 1986). Cynara leaves organic nitrogen was determined by the Kjeldhal method (Bremner 1965).

To assess differences as a result of SSC treatments, soil and plant data were submitted to a one-way analysis of variance (ANOVA) test. Then, means were separated by using Tukey's range test at significance level of $P < 0.05$. Data were processed by using the SPSS 20.0 software (Chicago, IL, USA).

RESULTS AND DISCUSSION

Soil physicochemical properties

The application of SSC enhanced soil fertility (table 2). The concentration of C_{ox}, N_k, P, Mg, Fe, and Zn increased, while pH decreased. The SSC affected to a greater extent to C_{ox}, N_k, and available P, as significant differences from control treatment (T₀) were observed with lower application rates (T₂) when compared with Fe and Zn (T₃) or Mg and pH (T₄). No significant differences were observed between T₃ and T₄ application rates, except for C_{ox}. These results indicated that the optimal SSC amendment rate to maximize soil fertility while minimizing the amount of SSC applied, in order to avoid

TABLE 2. Physical and chemical properties of soil amended with 0, 2, 4, 6, and 8 kg compost/m² (T₀, T₁, T₂, T₃, and T₄) at the end of the experiment (*n* = 8)^{*,†}

Treatment	EC (dS/m)	pH	C _{ox} (g/kg)	N _k (g/kg)	P _{Burniel} (mg/kg)	Ca (NH ₄ Ac.) g/kg	Mg (NH ₄ Ac.) g/kg	K (NH ₄ Ac.) g/kg	Na (NH ₄ Ac.) g/kg	Cu (DTPA) mg/kg	Fe (DTPA) mg/kg	Mn (DTPA) mg/kg	Zn (DTPA) mg/kg
T ₀	0.31 a	8.5 a	15 a	1.2 a	79 a	3.71 a	0.50 ab	0.57 a	0.15 a	1.8 a	5.7 a	7.5 a	5.2 a
T ₁	0.32 a	8.3 ab	18 b	1.6 ab	88 ab	3.80 a	0.52 ab	0.55 a	0.12 a	1.9 a	6.2 a	7.9 a	4.8 a
T ₂	0.33 a	8.3 ab	19 b	1.7 bc	92 bc	3.62 a	0.48 a	0.61 a	0.24 a	1.5 a	6.4 a	7.3 a	5.9 ab
T ₃	0.34 a	8.3 ab	21 c	2.0 cd	101 cd	3.61 a	0.53 ab	0.52 a	0.15 a	1.9 a	7.6 b	7.8 a	7.2 bc
T ₄	0.49 a	8.0 b	25 d	2.1 d	108 d	3.89 a	0.61 b	0.81 a	0.31 a	1.8 a	8.0 b	8.0 a	8.0 c
F-ANOVA [‡]	1.4 ns	4.7**	35.9***	15.3***	14.5***	2.6 ns	3.0*	2.6 ns	1.3 ns	0.7 ns	14.1***	0.1 ns	8.1***

*Different letters within a column indicate significant differences according to Tukey's range test (*P* < 0.05).

†C_{ox}: oxidizable organic carbon; N_k: Kjeldahl nitrogen; P_{Burniel}: available P extracted using Burniel-Hernando method; NH₄Ac: elements extracted with ammonium acetate; DTPA: elements extracted with diethylenetriaminepentaacetic acid.

‡Significance: ns, non-significant; **P* ≤ 0.05; ***P* ≤ 0.01; ****P* ≤ 0.001.

TABLE 3. Leaves elemental composition on a dry weight basis of cynara plants grown in soil amended with 0, 2, 4, 6, and 8 kg compost/m² (T₀, T₁, T₂, T₃, and T₄) at the end of the experiment (n = 4)*

Treatment	N _k (g/kg) [†]	P (g/kg)	Ca (g/kg)	Mg (g/kg)	K (g/kg)	Na (g/kg)	B (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)
T ₀	18.8 a	1.9 a	34.9 a	4.5 a	45.6 a	8.2 a	3.0 a	6.2 a	701 a	46 a	25 a
T ₁	18.5 a	1.9 a	29.9 a	4.8 a	51.7 a	8.2 a	3.3 a	8.7 a	940 ab	53 a	30 a
T ₂	17.8 a	1.8 a	35.7 a	5.3 a	47.3 a	9.6 a	3.9 a	7.8 a	1107 b	52 a	28 a
T ₃	17.8 a	1.8 a	37.0 a	5.3 a	45.6 a	8.7 a	3.1 a	8.2 a	1234 b	58 a	30 a
T ₄	17.0 a	1.7 a	34.4 a	5.0 a	49.5 a	11.6 a	3.6 a	8.3 a	1151 b	56 a	27 a
F-ANOVA [‡]	0.6 ns	0.5 ns	0.6 ns	2.3 ns	1.3 ns	1.7 ns	2.2 ns	1.9 ns	4.4*	1.8 ns	1.3 ns

*Different letters within a column indicate significant differences according to Tukey's range test ($P < 0.05$).

[†]N_k: Kjeldahl nitrogen.

[‡]Significance: ns, non-significant; * $P \leq 0.05$.

unnecessary loading of heavy metals, could be found between 4 kg/m² (T₂) and 6 kg/m² (T₃).

The SSC effects observed in soils were similar to those reported by Casado-Vela et al. (2006) and Lachervêque et al. (2006) in field experiments performed in Mediterranean environments, i.e. rise of available P concentration. The availability of P is increased in the short-term by direct application of SSC, while in the long-term is enhanced due to SSC role as slow-release fertilizer (Ingelmo and Rubio 2008). Concerning micronutrients, calcareous soils can potentially restrict their availability, i.e., Cu and Zn can be immobilized by clay and/or CaCO₃ while Fe can form Fe-hydroxides. However, an opposite trend was observed, increasing the concentration of available Zn and Fe. The factors that probably influenced these elements' availability were the high concentration present in the SSC (table 1) as well as the rise of soil organic matter levels, both factors caused by the addition of increasing quantities of SSC. Increases in ZN_{DTPA} had been reported for many types of organic wastes, being this element availability significantly correlated with soil organic matter (Courtney and Mullen, 2007).

Cynara leaves elemental composition

The elemental composition of cynara leaves scarcely varied with SSC treatments (table 3). Only the concentration of Fe significantly increased with SSC application, being the concentration of T₂, T₃, and T₄ plants (over

1000 mg/kg) higher than that of control (T₀) plants (701 mg/kg). The elements in greater concentration were K (≈ 48 g/kg), followed by Ca (≈ 34 g/kg) and N_k (≈ 18 g/kg).

The mineral composition of cynara leaves was in accordance with the results reported by Monti et al. (2008), who observed that the elements in greater concentration in cynara leaves were K and Ca. These authors reported an average value for Fe of 655 mg/kg in cynara leaves, which was similar to the concentration observed in un-amended plants (T₀). This increase of Fe in cynara leaves probably was a consequence of the enhanced availability of Fe_{DTPA} in the soil. While Marschner (1995) reported a toxicity threshold for Fe of 1000 mg/kg, no symptom of nutritional disorder was observed in cynara plants. These findings together with the high biomass production of this species suggest that cynara might have potential for metal phytoextraction. In this sense, Papazoglou (2011) reported that *Cynara cardunculus* L. was a promising candidate for Cd phytoextraction and, at the same time, for biofuel production.

Cynara morphological traits

Cynara morphological traits were not affected by SSC treatments (table 4). At organ level (heads, leaves, and stalk), cynara fresh and dry weight were neither affected by increasing SSC applications. As no differences were observed among SSC treatments, data was pooled. On average basis, plant height, heads number, and

TABLE 4. Morphological traits of cynara plants grown in soil amended with 0, 2, 4, 6, and 8 kg compost/m² (T₀, T₁, T₂, T₃, and T₄) at the end of the experiment (n = 4)*

Treatment	Height (cm/plant)	Heads (n/plant)	kg/Plant (fresh weight)				kg/Plant (dry weight)			
			Stalk	Leaves	Heads	Total	Stalk	Leaves	Heads	Total
T ₀	144 a	15 a	2.2 a	5.0 a	1.1 a	8.3 a	0.4 a	0.8 a	0.2 a	1.4 a
T ₁	147 a	15 a	2.7 a	4.6 a	0.7 a	8.1 a	0.4 a	0.6 a	0.2 a	1.3 a
T ₂	149 a	17 a	2.1 a	4.4 a	1.5 a	8.0 a	0.4 a	0.8 a	0.3 a	1.4 a
T ₃	144 a	16 a	1.7 a	3.6 a	1.5 a	6.8 a	0.3 a	0.6 a	0.3 a	1.2 a
T ₄	146 a	15 a	2.0 a	4.8 a	1.4 a	8.2 a	0.4 a	0.8 a	0.2 a	1.4 a
F-ANOVA [†]	1.3 ns	1.5 ns	2.2 ns	1.3 ns	1.9 ns	1.1 ns	1.6 ns	3.2 ns	0.9 ns	1.2 ns

*Different letters within a column indicate significant differences according to Tukey's range test ($P < 0.05$).

[†]Significance: ns, non-significant.

cynara fresh and dry total biomass showed values of 149 cm, 16 heads/plant, 7.9 and 1.3 kg/plant, respectively.

Pooled data means were similar to those reported by Piscioneri et al. (2000) at the end of the first growing cycle. Apparently, the nutritional requirements of cynara plants were satisfied, even in the unamended soil (T₀). Hence, the enhancement of soil fertility did not represent a key factor for cynara growth under our experimental conditions, thus not evidencing differential morphological traits.

CONCLUSIONS

The results of the elemental composition and the morphological traits of cynara plants did not show a clear indication regarding SSC optimal application rate for cynara growth. However, in view of the positive effects induced in the studied soil by SSC amendment, if the soil-plant system is to be considered, an application rate between 4 to 6 kg compost/m² is recommended. In this way, the organic matter and fertility levels of soils would be enhanced, factors of special importance in Mediterranean environments.

FUNDING

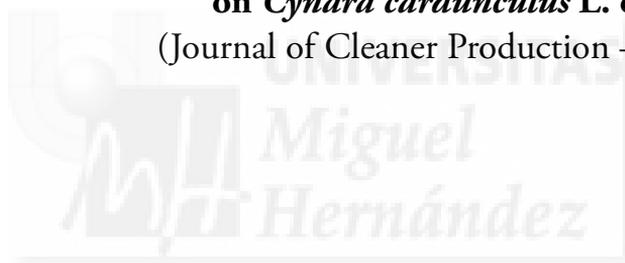
The authors gratefully acknowledge the Spanish Ministry of Innovation and Science for a research fellowship (AP2007-01641).

REFERENCES

- Barker, A.V., and G.M. Bryson. 2002. "Bioremediation of Heavy Metals and Organic Toxicants by Composting." *The Scientific World Journal* 2: 407–420.
- Bremner, J.M. 1965. "Total Nitrogen." In *Methods of Soil Analysis, Part 2*, edited by C.A. Black. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Casado-Vela, J., S. Sellés, J. Navarro, M.A. Bustamante, J. Mataix, C. Guerrero, and I. Gomez. 2006. "Evaluation of Composted Sewage Sludge as Nutritional Source for Horticultural Soils." *Waste Management* 26: 946–952.
- Courtney, R., and G. Mullen. 2007. "Application of High Copper and Zinc Compost and Its Effect on Soil Properties and Growth of Barley." *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 39: 82–95.
- Díez, J.A. 1982. "Consideraciones Sobre la Utilización de la Técnica Extractiva de Burriel-Hernando Para la Evaluación de Fósforo Asimilable en Suelos." *Anales de Edafología y Agrobiología* 41: 1345–1353.
- Fernández, J., M.D. Curt, and P.L. Aguado. 2006. "Industrial Applications of *Cynara cardunculus* L. for Energy Purposes and Other Uses." *Industrial Crops and Products* 24: 222–229.
- Fytilli, D., and A. Zabaniotou. 2008. "Utilization of Sewage Sludge in EU Application of Old and New Methods—A Review." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12: 116–140.
- Gee, G.W., and J.W. Bauder. 1986. "Particle Size Analysis." In *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*, 2nd Ed. (vol. 9), edited by A. Klute. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Grammelis, P., A. Malliopoulou, P. Basiinas, and N.G. Danalatos. 2008. "Cultivation and Characterization of *Cynara cardunculus* for Solid Biofuels Production in the Mediterranean Region." *International Journal of Molecular Sciences* 9: 1241–1258.
- Hulsemann, J. 1966. "An Inventory of Marine Carbonate Materials." *Journal of Sedimentary Petrology, American Society of Civil Engineering* 36: 622–625.

- Ingelmo, F., and D. Rubio. 2008. "Compost Application Effect on Soil Physical and Chemical Properties." In *Composting*, edited by J. Moreno and R. Moral. Madrid, Spain: Mundi-Prensa.
- IUSS Working Group WRB. 2006. "World Reference Base for Soil Resources 2006." World Soil Resources Reports, No. 103. Rome: FAO.
- Knudsen, D., G.A. Peterson, and P.F. Pratt. 1982. "Lithium, Sodium, and Potassium." In *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, 2nd Ed., edited by A.L. Page, R.H. Miller, D.R. Keeney. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Lachervêque, M., C. Ballini, N. Korboulwsky, and N. Montès. 2006. "The Use of Compost in Afforestation of Mediterranean Areas: Effects on Soil Properties and Young Tree Seedlings." *Science of the Total Environment* 369: 220–230.
- Lakhdar, A., M. Rabhi, T. Ghnaya, and F. Montemurro. 2009. "Effectiveness of Compost Use in Salt-Affected Soil." *Journal of Hazardous Materials* 171: 29–37.
- Lindsay, W.L., and W.A. Norvell. 1978. "Development of a DTPA Soil Test for Zinc, Iron, Manganese and Copper." *Soil Science Society of America Journal* 42: 421–428.
- MAPA. 1986. *Official Methods of Analysis. Part III*. Madrid, Spain: Food Policy General Directorate. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food.
- Marques, M.J., R. Jimenez-Ballesta, A. Álvarez, and R. Bienes. 2007. "Spanish Research on Soil Damage." *Science of the Total Environment* 378: 1–4.
- Marschner, H. 1995. *Mineral Nutrition of Higher Plants*, 2nd Ed. London, UK: Academic Press.
- Monti, A., N. Di Virgilio, and G. Venturi. 2008. "Mineral Composition and Ash Content of Six Major Energy Crops." *Biomass Bioenergy* 32: 216–223.
- Moral, R., J. Navarro-Pedreño, I. Gómez, and J. Mataix. 1996. "Quantitative Analysis of Organic Residues: Effects of Samples Preparation in the Determination of Metal." *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27: 753–761.
- National Integrated Waste Plan (PNIR). 2009. "Resolución de 20 de Enero de la Secretaria de Estado de Cambio Climático, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministros por el que se aprueba el Plan Nacional Integrado de Residuos para el período 2008-2015." *Official Bulletin of the State*, 49: 19893–20016.
- Nelson, D.W., and L.E. Sommers. 1996. "Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter." In *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*, edited by D.L. Sparks, A.L. Page, P.A. Helmke, R.H. Loeppert, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, M.E. Sumner. Madison, WI: American Society of Agronomy.
- Noble, R., and S.J. Roberts. 2004. "Eradication of Plant Pathogens and Nematodes during Composting: A Review." *Plant Pathology* 53: 548–568.
- Papazoglou, E.G. 2011. "Responses of *Cynara cardunculus* L. to Single and Combined Cadmium and Nickel Treatment Conditions." *Ecotoxicology and Environmental Safety* 74: 195–202.
- Piscioneri, I., N. Sharma, G. Baviello, and S. Orlandini. 2000. "Promising Industrial Energy Crop, *Cynara cardunculus*: A Potential Source for Biomass Production and Alternative Energy." *Energy Conversion and Management* 41: 1091–1105.
- Royal Decree 824/2005. 2005. "Fertilizer Products." *Bulletin of the Official State* 171: 25592–25669.
- Soriano-Disla, J.M., I. Gómez, and J. Navarro-Pedreño. 2010. "Assessment of the Evolution and Efficiency of a Full-Scale Sewage Sludge Composting Process." *Compost Science and Utilization* 18: 81–88.

**4. Sewage sludge compost use
in bioenergy production — a case study on the effects
on *Cynara cardunculus* L. energy crop
(Journal of Cleaner Production —In press—)**





Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Cleaner Production

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jclepro

Sewage sludge compost use in bioenergy production – a case study on the effects on *Cynara cardunculus* L energy crop

A. Lag-Brotons^{a,*}, I. Gómez^a, J. Navarro-Pedreño^a, A.M. Mayoral^b, M.D. Curt^c

^a GEA-Environmental Soil Science Group, Department of Agrochemistry and Environment, University Miguel Hernández, Avda. Universidad s/n, 03202, Elche, Alicante, Spain

^b Research Institute “Operational Research Center-CIO”, University Miguel Hernández, Avda. Universidad s/n, 03203, Elche, Alicante, Spain

^c Agro-Energy Group, Department of Plant Production: Botany and Plant Protection, Universidad Politécnica de Madrid (UPM), Av. Complutense s/n, 28040, Madrid, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 16 January 2014

Received in revised form

8 May 2014

Accepted 9 May 2014

Available online xxx

Keywords:

Biomass

Energy yield

Environmental sustainability

Fertilisation

Organic amendment

Yield traits

ABSTRACT

As energy obtained from biomass is expected to significantly contribute to the future renewable energy pool, knowledge regarding energy crops management is crucial in order to maximize productivity while establishing positive environmental synergies. In this sense, the application of waste materials as organic amendments represents an interesting option for the growth of energy crops in Mediterranean regions. This is the first three-year trial (2008–2011) that assesses the effect of different sewage sludge compost treatments, applied as basal dressing, on the productivity of the energy crop *Cynara cardunculus* L. (*cynara*). The experiment was conducted in Alicante (Southeastern Spain), testing four compost application rates: 0, 30, 50 and 70 t ha⁻¹. *Cynara* yields (dry basis) were higher in the 2010/11 comparatively with 2008/09 for aboveground biomass (2063 vs 1202 g m⁻²), seed yield (320 vs 153 g m⁻²), oil yield (81 vs 33 g m⁻²) and energy yield (37 vs 21 MJ m⁻²). Concerning fertilisation treatments, composted sludge exerted positive effects, mainly between 50 and 70 t ha⁻¹ application rates, primarily improving the productivity of *cynara*: aboveground biomass (2195 g m⁻²) and energy (38 MJ m⁻²) yields of plants amended with 70 t ha⁻¹ were 68% higher than control plants, while seeds (308 g m⁻²) and oil yields (103 g m⁻²) increased by 40%. Therefore, the use of SSC enhanced *cynara*'s productivity (aboveground biomass and seeds yields primarily). The present research provides valuable data to growers and researchers interested in the maximization of environmental positive synergies (soil protection, waste reuse, bioenergy production), as a way to enhance the sustainability of Mediterranean agrosystems.

© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Energy production from renewable sources is increasing rapidly due to concerns about energy security and climate change. Fossils

Abbreviations: AIC, Akaike Information Criterion; ANOVA, Analysis of Variance; BBCH scale, Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt, Chhemische Industrie; CV, Coefficient of Variation; C_{ox}, Oxidable Organic Carbon; EC, Electrical Conductivity; IVIA, Valencian Institute of Agricultural Research; HHV_o, Higher Heating Value (moisture free samples); N_k, Kjeldahl Nitrogen; REML, Restricted Maximum Likelihood; SE, Standard Error; SD, Standard Deviation; SD(random), standard deviation due to random effect; SD(residuals), standard deviation for the residuals of the fitted model; SS, Sewage Sludge; SSC, Sewage Sludge compost; μ(SE), treatment effect for the control level and its associated SE; μ + α_n, treatments effects for the different levels of the treatment variable; μ(SSC), aggregate mean for SSC treatments; μ(CC), aggregate mean for growing cycle; α_i(SE), differences to the control for the other treatments and their associated SE.

* Corresponding author.

E-mail addresses: alfonso.j.lag@gmail.com, alag@umh.es (A. Lag-Brotons).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.05.021>

0959-6526/© 2014 Elsevier Ltd. All rights reserved.

fuels are limited and due to its consumption the amount of carbon dioxide released to the atmosphere is enhanced, contributing in this way to the climate change. Therefore, a transition towards the achievement of sustainable energy production systems (energy produced with a minimal negative impacts on human health and healthy functioning of vital ecological systems, including the global environment) (Chel and Kaushik, 2011) is of the utmost importance. In this sense, the European Union set legally binding targets through the Directive 2009/28/EC, in order to reach a 20% share of renewable energy by 2020. Accordingly, energy from biomass will increase considerably by 2020 and it is expected to be partly fulfilled by dedicated energy crops cultivated in abandoned or marginal lands (Bentsen and Felby, 2012). There are several environmental co-benefits associated with the production of biomass as a feedstock for the production of bioenergy and/or bioproducts (i.e. soil protection against erosion; increase of terrestrial carbon sinks and reservoirs) (Sims et al., 2006). In order to achieve these co-benefits, key ecosystem components as the soil

should be considered in energy crops production systems. In this regard, one of the most important issues to address in order to protect Europe's soils is the soil organic matter content (Commission of the European Communities, 2006). This factor is crucial in the Mediterranean region, which is generally characterized by low or very low soil organic matter stocks, thus being prone to structural deterioration and fertility reduction (Loveland and Webb, 2003).

Land application of sewage sludge as soil amendment to energy crops systems is an efficient option to manage the increasing production of this waste. In the past decades the EU population growth and the progressively higher water quality standards have led to the generation of large quantities of sewage sludge (SS) derived from wastewater treatment (Fyttili and Zabaniotou, 2008). Currently, the total production of SS in the EU is more than 10 Tg dry matter, of which approximately 40% is used in agriculture (Seleiman et al., 2013). The amendment with SS enhances soil fertility and increases soil organic matter (Casado-Vela et al., 2006), having as well positive effects both on the quantity and the quality of the biomass produced by certain energy crops (Seleiman et al., 2013; Mañas et al., 2013), which makes this residue an interesting material to be used in energy crops cultivation as a substitute or as a complement of inorganic fertilisers (Quaye and Volk, 2013). However, SS application raises environmental concerns regarding the presence of heavy metals and toxic elements (Soriano-Disla et al., 2008; Smith, 2009). These effects can be reduced by composting (Barker and Bryson, 2002; Noble and Roberts, 2004), as metallic pollutants can be converted into organic species that are less available and organic contaminants are degraded or bound to innocuous levels (Barker and Bryson, 2002). Furthermore, composted materials amendment have proved to be effective way alleviating soil degradation (García-Orenes et al., 2005; Tejada et al., 2006), improving disturbed soils regeneration and enhancing crops growth conditions (Casado-Vela et al., 2006; Larchevêque et al., 2006).

The industrial uses of *Cynara cardunculus* L. (cynara) have been widely studied; however, little is known concerning the effects of organic amendments on the productivity of this energy crop. This species presents several traits which makes it especially suitable for Mediterranean environments: tolerance to high temperature and water stress of Mediterranean summers (Archontoulis et al., 2010c); perennial life form (≈ 10 years) and deep root system (Fernández et al., 2005); high aboveground biomass production with a dense canopy associated that protects soil from erosion (Grammelis et al., 2008); and tolerance to salinity, which allows the plant to complete its growing cycle under saline conditions (Lag-Brotos et al., 2013). Research carried out in recent years indicated that cynara is one of the most promising crop for bioenergy production in the Mediterranean region (Table 1), mainly as solid (pellets) and liquid (bioethanol from lignocellulose and biodiesel from the oil grain) biofuels (Ledda et al., 2013; Raccuia and Melilli, 2007), but also as gaseous (methane and biohydrogen from anaerobic digestion or gasification) biofuel (Oliveira et al., 2012; Antonopoulos et al., 2012), being the latter a promising field for biomass conversion that is under development and optimization (Tekucheva and Tsygankov, 2012). In spite of the potential savings in fertilisation inputs and the environmental benefits associated with the substitution of inorganic fertilisers by organic fertilisers, very few studies have addressed the effect of organic amendments on the productivity of cynara. The research carried out has been mainly focused on the effects of inorganic fertilisers, either N-fertilisation or N–P–K fertilisation (See Table 1). Concerning organic fertilisation, the study of Mañas et al. (2013) provides some insight into cynara's energy and biomass productivity, yet it does not provide data beyond the first year of cultivation and key variables

such as seed yield, oil percentage and oil yield are not considered. In order to obtain representative production figures and to properly assess cynara's potential as liquid biofuel, yield data beyond the first growing cycle, including the percentage of oil contained by the seeds and the seed production, is advisable in perennial species such as cynara (Curt et al., 2002; Fernández et al., 2006). Hence, further information is needed in order to allow stakeholders to assess the suitability of the use of sewage sludge, in this case composted, as an organic enhancer in cynara's cultivation systems.

Because of the previous considerations a three-year experiment under field conditions was carried out, whose aims were: i) the evaluation and the quantification of the effect of SSC on the yield of cynara energy crop (biomass, grain, oil and energy yield); and ii) the determination of the optimum SSC application dose, under our experimental conditions, for cynara cultivation systems.

2. Materials and methods

A field experiment was conducted over 3 years (from October 2008 to October 2011) in the province of Alicante (38° 13' N, 0° 42', 98 m a.s.l.), South-East Spain. Following Fernández et al. (2001), the land use in this province is as follows: 38.8% agricultural area, 32.7% forest area and 28.4% other areas. Progressive land abandonment has led to the increase of fallow and non-occupied agricultural land, which presently represents 26.2% of the agricultural area. Generally, soils in these areas are characterized by poor physical structure (i.e. low infiltration), calcareous nature (high pH) and low organic carbon levels (<2%). The experimental site for the experiment was selected in order to be representative of the former traits, so as to evaluate the performance of cynara when it is grown for energy purposes in marginal lands. The soil characteristics were: clay 38%, silt 39%, sand 23%, bulk density 1.32 g cm⁻³, pH 8.6, organic carbon 1.1%, total Kjeldahl nitrogen 1.1‰, assimilable P determined by Burriel-Hernando method (Díez, 1982) 97 ppm, exchangeable K extracted with ammonium acetate 667 ppm and equivalent calcium carbonate 53%.

The compost consisted of SS mixed with sawdust and straw as co-composting agents in an approximate proportion of 4:3:1 (v/v). The composting process was developed at the composting facility of the municipal wastewater treatment plant of Aspe, province of Alicante. Compost samples were analysed under the recommended standards of the Spanish Royal Decree 824/2005 in its annex VI. The characteristics of SSC are shown in Table 2. The metal content in the SSC was under the legal limits set by the Spanish Royal Decree 1310/90 for agricultural sewage sludge application.

The botanical variety of cynara seeds used in this work was *Cynara cardunculus* L. var. *altilis* DC (cultivated cardoon). Seeds came from a population grown in the agrarian region "Campo del Turia" (altitude: 164 m a.s.l.; precipitation 450 mm), located in the province of Valencia (eastern Spain).

2.1. Climate and meteorological conditions

The local climate is semiarid-Mediterranean with mild winters and hot rainless summers (daily temperatures above 35 °C usually experienced every year). The climate series (1999–2013) recorded at the agro-meteorological station of the Valencian Institute of Agricultural Research (IVIA) (38° 14' N, 0° 41', 98 m a.s.l.), indicated monthly minimum temperatures from 5.2 to 7.4 °C in the period comprised between December and March and from 9.8 to 20.3 °C between April to August. Regarding the monthly maximum temperatures, they ranged from 15.9 to 19.0 °C (December–March) and from 21.2 to 30.7 °C (April–August). On average, the annual rainfall is 262 mm, mainly concentrated in the period between September and January. The records of daily maximum and minimum air

temperatures and rainfall over the experiment duration were taken from the above mentioned IVIA agro-meteorological station. The annual maximum temperature of the season 2010/2011 (23.7 °C) was higher than the one of 2008–2009 (21.2 °C) and 2009/2010 (21.0 °C). The same trend was observed for the annual minimum temperature, which was higher in 2010/2011 (13.6 °C) than in 2008/2009 (10.7 °C) and 2009/2010 (10.9 °C). The annual rainfall of the season 2009/2010 (387 mm) was higher than that recorded in 2008/2009 and 2010/2011 (298 and 179 mm, respectively) (Fig. 1).

2.2. Experimental design and crop management

Four SSC application rates were assessed in a completely randomized block experimental design with three replications. Each plot was split into four subplots (9.6 m² each), corresponding to different SSC treatments: T_0 (0 t ha⁻¹), T_1 (30 t ha⁻¹), T_2 (50 t ha⁻¹) and T_3 (70 t ha⁻¹). Assuming that SSC released 15% of its organic N content (Gil et al., 2011; López-López et al., 2012), the equivalent N-fertilisation rate due to the compost treatments would be 0, 85, 142

and 200 kg-N m⁻², respectively. Compost was applied as an organic amendment that substituted the inorganic basal dressing usually done before plant establishment. Treatments were designed to enhance soil organic carbon, avoid excessive N-fertilisation and not to surpass the safety limits of heavy metals applications in the agriculture established by the Spanish Royal Decree 1310/1990. Furthermore, the application rates were within the range of typical SSC dosage applied on field experiments (Casado-Vela et al., 2006; De Andrés et al., 2007; Larcheveque et al., 2006).

The incorporation of SSC into the soil was done by ploughing to a depth of 30 cm before transplanting (season 2008/2009). Thirty-day-old seedlings were transplanted into the field on October 31st 2008, in a 1.0 × 0.8 m planting frame (12,000 plants ha⁻¹). Each plot consisted of 48 plants, 12 plants per compost treatment. Plants were irrigated from November until June every year; exceptionally, an aid irrigation was applied in September of the 3rd growing cycle to help plant re-growth. The total amount of water available for the crop in the first, second and third season (2008/2009, 2009/2010 and 2010/2011) was 760, 768 and 761 mm, respectively. Every year

Table 1
Bibliographic data compilation on cynara (*Cynara cardunculus* L.) field experiments. Seeds oil content (OC) and yields reported on aboveground biomass (BY) and seeds (SY) are referred to *Cynara cardunculus* L. var *altilis* exclusively and are expressed in dry basis.

Reference	Location	Area (m ²)	Plant density (n m ⁻²)	Studied factors ^a	Duration	Fertilization [N/P ₂ O ₅ /K ₂ O] (kg ha ⁻¹)	Rainfall/Irrigation ^b (mm)	BY (g m ⁻²)	SY (g m ⁻²)	OC (%)
Piscioneri et al., 2000 ^c	Matera Italy 40° 09'N/16° 38'E	40	1.00	G.	1993/94	200/100/200	672/0	490	20.3	
					1994/95	200/100/200	397/0	754	56	21.8
					1995/96	200/100/200	657/0	1294	113	
Curt et al., 2002 ^d	Madrid Spain 40° 26'N/3° 44'W	15	1.00	OC (%) variation	1995/96	Restoration	611 ^e		25.7	
					1996/97	fertilization	n.r.		26.8	
					1997/98	n.r.		24.6		
					1999/00	n.r.		26.4 ^e		
Fernández et al., 2005	Madrid Spain 40° 26'N/3° 44'W	600 ⁱ	1.5	G.	9 years	Annual rate ^l :	470/0 ^e	1400 ^f	130 ^e	26.4 ^e
					1991/92	111/33/66	n.r.			
					1999/00	n.r.				
Raccuia and Melilli 2007	Sicily Italy 37° 27'N/15° 04'E	28	2.00	G.	1998/99	50/0/0	234/100	1320	89	25.4
					1999/00	50/0/0	692/50	2488	157	25.3
					2000/01	50/0/0	309/50	3100	154	24.7
Angelini et al., 2009	Pisa Italy 43° 40'N/10° 19'E	25	2.00	G.	10 years	Annual rate	860/0 ^e	1260 ^g		
					1992/93	100/100/100	n.r.			
					2001/02	n.r.				
Archontoulis et al., 2010a ^f	Thessaly Plain Greece Multilocal experiments	48 up to 90	5.33	E.; C.M. ^h	3 years ^l	Variable ^f	512/0-120 ^e	550 ^e	100 ^e	23.0 ^e
					2006/07	n.r.	1300 ^e	190 ^e		
					2008/09	n.r.	2700 ^e	480 ^e		
Archontoulis et al., 2010b ^g	Magnesia Greece 39° 23'N/22° 44'E	—	5.33	I. (I ₁) I. (I ₂) F. (F ₁) F. (F ₂)	2008/09	F ₁ – F ₅	590/0	1275	140	
						F ₁ – F ₅	590/138	1750	280	
						0/0/0	590/1 ₁ –1 ₂	≈ 1200	≈ 135	
Ierna and Mauroicale 2010	Sicily Italy 37° 27'N/15° 04'E	24	1.25	G.	1998/99	80/0/0	234/110	1954	174	
					1990/00	80/0/0	691/0	2134	155	
					2000/01	80/0/0	308/50	2358	143	
Ierna et al., 2012 ^h	Catania Italy 37° 27'N/15° 04'E	48	1.25	F. ^h	2000/01	50/50/50	382/120 ^h	2520 ^h	93 ^h	
					2001/02	100/150/150	721/50 ^h	2757 ^h	130 ^h	
					2002/03	200/300/200	458/50 ^h	2573 ^h	143 ^h	
Ledda et al., 2013	Sardinia Italy 41° N/8° E	500	2	G.	2007/08	80/150/0	585/0	680		
					2008/09	100/0/0	740/0	1280		
					2009/10	100/0/0	824/0	1160		

^a Studied factors: E. = environmental conditions; F. = fertilization; G. = genotypes; H.T. = harvest time; I. = irrigation; M. = crop management; S.D. = sowing date; W.R. = water restoration.

^b Rainfall and irrigation are expressed on annual accumulated basis (mm). "n.r." indicates that values were not reported.

^c Data reported on the table is referred to Experiment 1. (See Piscioneri et al., 2000). BY & SY referred mean values across genotypes.

^d Data reported on the table is referred to the "Inter-population" experiment (See Curt et al., 2002).

^e Mean value across cropping seasons.

^f Several experiments were carried out in representative parts of Central Greece under different environment and management practices, normally during 3 growing seasons. Archontoulis et al., 2010a classified the data as 1st year of cultivation (1st), dry conditions (D.C.) and aquatic conditions (A.C.). Both D.C. and A.C. data correspond to the 2nd and subsequent growing cycles.

^g This study reflects the results of irrigation (I₁ = 0 mm; I₂ = 138 mm) and N-fertilization (F₁ = 0; F₂ = 60; F₃ = 120; F₄ = 180; F₅ = 240 kg ha⁻¹), being these treatments initiated at the start of the 2nd growing cycle.

^h Data reported on this table is focused on the effect of fertilization on cultivated carbon genotypes irrespective of year of cultivation and harvest time effects. Consequently, BY, SY and EY are referred to the fertilization treatments (50/50/50, 100/150/150, 200/300/200) and show the mean value across cultivated carbon genotypes.

ⁱ Personal communication

Table 2
Sewage sludge compost physical and chemical properties.

Sewage sludge compost		Units
pH	6.8	
EC	6.4	dS m ⁻¹
Moisture	21	%
C _{ox}	292	g kg ⁻¹
N _k	24	g kg ⁻¹
P _{total}	706	mg kg ⁻¹
Ca _{total}	19	g kg ⁻¹
K _{total}	4.8	g kg ⁻¹
Mg _{total}	5.8	g kg ⁻¹
Na _{total}	2.6	g kg ⁻¹
CU _{total}	159	mg kg ⁻¹
Fe _{total}	5724	mg kg ⁻¹
Mn _{total}	129	mg kg ⁻¹
Zn _{total}	690	mg kg ⁻¹
Cd _{total}	0.8	mg kg ⁻¹
Cr _{total}	60	mg kg ⁻¹
Ni _{total}	13	mg kg ⁻¹
Pb _{total}	47	mg kg ⁻¹
B _{total}	0.05	g kg ⁻¹

of cultivation 50–80–100 kg ha⁻¹ of N–P₂O₅–K₂O were proportionally applied along with irrigation water.

2.3. Data collection and analysis

Every year at the end of plant flowering – growth stage 69 in the BBCH scale following Archontoulis et al. (2010b) – the plant height, and the number of heads and offshoots were determined. In order to determine the biomass production, eight plants growing in the middle of each plot (two plants per SSC treatment) were randomly sampled. Plants were cut down to around 5 cm aboveground level when seeds were fully ripe (July) at BBCH 89 (Archontoulis et al., 2010b). The collected plants were weighed and fractionated into stalks (stems and branches), heads and leaves. In order to determine the moisture content of each biomass fraction, random subsamples of plant material (≈ 200 g) were weighed and placed in a thermoventilated oven at 80 °C until constant weight was reached. The stalks + leaves proportion (%) on total above-ground

biomass was calculated. Yields in whole aboveground biomass and in each cynara fraction were expressed as g m⁻² and were reported on dry basis.

A composite sample of each cynara fraction was prepared per SSC treatment with plant material sampled from each plot. In order to determine the calorific value, the total amount of the leaves and stalk composite samples and half of the heads composite samples (grains included) were separately cut into small pieces and then, ground to pass a 1 mm mesh sieve. About 300 g of ground material per composite sample were stored at room temperature in polyethylene zip bags until analysis. The other half of heads composite samples were used for the determination of the 1000-seed weight (g) and the seed yield (g m⁻²), which were reported on dry basis. From randomly taken heads (5–10 heads) within a composite sample, the grains (commonly known as ‘seeds’) were manually separated and weighed. Seeds were stored in polyethylene zip bags at 4 °C until further use. Samples of about 3.5 g were taken for seeds moisture content; pre-calibrated porcelain capsules containing seed samples (seeds weight exactly determined) were placed into a thermoventilated oven at 105 °C until constant weight.

The calorific value (HHV_o, moisture free sample) of each cynara fraction was determined using a Leco AC 3500 calorimeter, according to the UNE-EN 14918 standard method. Samples of 1 g (weight exactly determined) were taken from biomass composite samples (heads, leaves and stalks) of each SSC treatment belonging to the 1st and 2nd cropping season. Results were used for the calculation of the energy yield, expressed as MJ m⁻².

Seed oil content was determined by nuclear magnetic resonance (Minispec PC120, Brucker) according to the ISO/CD 10565:1995 standard method. Equipment description, calibration and sample conditioning were described elsewhere by Curt et al. (2002). Three replications of 3.5 g each were used per composite seed sample. From the data of seed oil content (%) and seed production (g seeds m⁻²), the oil yield (g oil m⁻²) was calculated.

2.4. Statistics

In order to assess the effects induced by experimental factors (SSC treatments, plot [=block], and growing cycle) an analysis

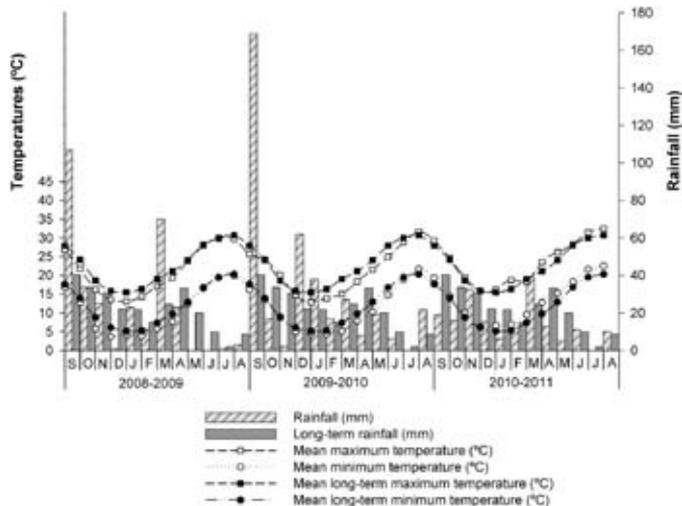


Fig. 1. Rainfall and air temperature during the experimental period (2008–2011) and the mean value for the period 1999–2012 (long-term).

based on linear mixed models was proposed for the available data. The reason underlying the choice of linear mixed models was that block and growing cycle could be reasonably considered as random effects to account for the variability due to differences within plots and years. However, the differences (effects) among SSC application levels would be provided by treating the SSC variable as a fixed factor. The selection of a model for each variable was carried out through a backward model selection procedure based on the ANOVA tests for nested models. Starting from the most complex model (with all possible effects and interactions), if a certain factor or interaction was deemed as not significant it was removed from the model, up to the moment where only significant factors or interactions remained. The estimates of the resulting linear mixed model were calculated by using the REML algorithm. The resulting model, when significant, provided the values of the variance due to the random components of the model, the residual variance (not explained by the model) and the estimates for the treatment effect at each level of the SSC treatment as well as the differences to the control, with their associated pooled standard error. Significant differences to the control treatment are assessed based on *T*-Test estimates ($P = 0.05$). Data processing was carried out with the R Statistical Software (<http://www.r-project.org/>).

3. Results

Tables 3–5 provide descriptive statistics for each variable, calculated by using all the available data. The mean value for each SSC treatment level within each growing cycle, the aggregate mean irrespective of growing cycle (μ_{SSC}), the aggregate mean irrespective of SSC treatment (μ_{GC}) and the pooled mean irrespective of SSC treatment and growing cycle (shown in bold) are shown.

Growing cycle seemed to be the principal factor influencing plant height and the number of offshoots and heads (Table 3). Within each of these variables, differences were mainly observed between the first and the second year of the experiment, remaining stable in the third. Plant height increased from 1.90 m to 2.21 m, while the number of heads and offshoots rose from 25 to 47 heads plant⁻¹ and from 1 to 2.5 offshoots per plant, respectively.

The production of heads and stalks + leaves, expressed on dry basis, as well as the proportion of these fractions on aboveground biomass (% w/w, dry weight basis) is shown in Fig. 2. It can be noticed that both, the growing cycle and the SSC treatments, had a positive effect on the biomass production of a same plant fraction in the first two years of cultivation (2008/2009–2009/2010), which increased with the time course and the amount of SSC added. However, at the end of the 3rd growing cycle the effect of SSC treatments was less evident while differences within a same plant fraction between the 2nd and the 3rd growing cycle were scarce. Concerning the proportion of the different biomass fractions, they remained stable, suggesting that neither the SSC treatments nor the growing cycle affected the biomass partitioning. Heads and stalks + leaves accounted for 43% (CV = 14%) and 57% (CV = 11%) of the total aboveground biomass, respectively.

Table 3
Descriptive statistics on plant height and number of offshoots and heads of cynara grown under different sewage sludge compost (SSC) treatments over three growing seasons.

SSC treatments	Plant height (m)				Number of offshoots (n plant ⁻¹)				Number of heads (n m ⁻²)									
	2008–09	2009–10	2010–11	μ_{SSC}	SE	CV (%)	2008–09	2009–10	2010–11	μ_{SSC}	SE	CV (%)	2008–09	2009–10	2010–11	μ_{SSC}	SE	CV (%)
T ₀	1.73	2.25	2.21	2.06	0.07	14	1	2.3	3.0	2.1	0.3	51	23	44	45	37	4	44
T ₁	1.88	2.15	2.32	2.11	0.07	14	1	2.5	2.2	1.9	0.2	44	28	43	47	39	4	41
T ₂	1.93	2.22	2.22	2.12	0.06	12	1	3.0	2.5	2.2	0.3	60	23	54	56	44	6	53
T ₃	2.06	2.22	2.19	2.16	0.06	11	1	2.2	3.2	2.1	0.2	48	28	47	54	43	6	57
μ_{GC}	1.90	2.21	2.23	2.11	0.03	13	1	2.5	2.7	2.1	0.1	51	25	47	50	41	2	50
SE	0.03	0.05	0.05	0.03			0	0.2	0.2	0.1			2	4	4			2
CV (%)	8	11	11	13			0	37	32	51			39	41	40			50

The aboveground biomass yield was positively affected by the growing cycle and the SSC treatments (Table 4). As regards the time course, the biomass production doubled from 2008/2009 to 2009/2010 and then decreased from 2009/2010 to 2010/2011. Concerning SSC treatments, it is noticeable the enhancement of plant growth, given that the aboveground biomass yield of T₃ plants was 1.4-fold higher than T₀ plants, on average over the experimental period. The cumulative mean value of aboveground biomass yield over the 3-year experiment was 5700 g m⁻².

The HHV₀ of cynara biomass fractions did not vary significantly with SSC treatment or growing cycle. Mean values of HHV₀ for heads, leaves and stalks fractions were 20.1 MJ kg⁻¹ (CV = 2%), 14.1 MJ kg⁻¹ (CV = 3%) and 17.5 MJ kg⁻¹ (CV = 2%), respectively. From these results, HHV₀ of whole aboveground biomass was calculated, obtaining a mean value of 17.8 MJ m⁻² (CV = 5%). The energy yield and the aboveground biomass yield followed a very similar pattern, being the energy output in T₃ plants 36% higher than in T₀ plants (Table 4).

Similarly to what was observed for the aboveground biomass, both the growing cycle and the SSC treatments influenced seeds production (Table 5). Seed yield experienced a two-fold increase from the first to the third growing cycle while the seed yield of T₃ plants was approximately 68% higher than the seed yield of T₀ plants. In contrast, the seed oil content (22.3% mean value, CV = 8%) and the 1000-seed weight (40 g 1000⁻¹ seeds mean value, CV = 16%) were rather constant across the growing cycle and the SSC treatments. Consequently, oil yield behaved similar to seed yield, increasing with time and with SSC application rate. The cumulative oil yield over the three-year experiment was 175 g m⁻².

The characteristics of the significant models for SSC treatments are given in Table 6. The outcomes of the linear mixed model analysis were in line with the results observed for the different variables. The sequential model selection indicated that plot as a factor was not significant for any of the tested variables. Similarly, none of the possible interactions between factors was found statistically significant. In contrast, the growing cycle was significant at $P \leq 0.05$ for every variable, while SSC application rate was significant for the models of aboveground biomass production ($P \leq 0.05$), seeds yield ($P \leq 0.06$), oil content ($P \leq 0.05$), oil yield ($P \leq 0.05$) and energy yield ($P \leq 0.07$). The *T*-test indicated that T₃ plants (also T₂ plants for the variables biomass production and energy yield) had significantly higher mean values ($P \leq 0.05$) than the control (T₀).

4. Discussion

In the present work we aimed to evaluate the effect of SSC on cynara's yield and to determine the optimum application dose under our experimental conditions. However, another factor to be considered is cynara's growing cycle. The contrasting results between the first and the second growing cycle were directly linked to cynara's life strategies. Cynara is a perennial herb characterized by its deep root system (Archontoulis et al., 2010b), capable of

Table 4
Descriptive statistics on aboveground biomass yield and energy yield of cynara grown under different sewage sludge compost (SSC) treatments over three growing seasons.

SSC treatments	Aboveground biomass yield (g m ⁻²)					Energy yield (MJ m ⁻²)						
	2008–09	2009–10	2010–11	$\mu_{(SSC)}$	SE	CV (%)	2008–09	2009–10	2010–11	$\mu_{(SSC)}$	SE	CV (%)
T ₀	852	1926	1876	1552	137	44	15	36	34	28	3	44
T ₁	1239	2145	1953	1779	125	36	22	37	35	31	3	35
T ₂	1127	2711	2248	2029	205	52	20	48	40	36	4	50
T ₃	1591	2819	2174	2195	197	47	29	47	39	38	4	46
$\mu_{(GC)}$	1202	2400	2063	1888	104	46	21	42	37	33	2	46
SE	102	182	155	104			2	3	3	2		
CV (%)	43	35	38	46			42	35	37	46		

obtaining nutrients and water from deep soil layers (Fernández et al., 2006). The energy invested in the development of the root system limits the aerial biomass production in the first growing cycle (Ierna et al., 2012). This trait is commonly observed in other perennial energy crops (i.e. switchgrass or miscanthus) and is one of the main drawbacks for cynara's biomass production. It should also be noted that the decrease in biomass yield observed from the second to the third season could be attributed to the 2010/2011 climate conditions and SSC mineralization rate. As shown in Fig. 1, the third year of cultivation was warmer (higher maximum and minimum air temperatures) than the previous two years. Furthermore, an increase in air temperature generally results in higher evapotranspiration, which may lead to a decrease in plant growth. Consequently, as the amount of water available for plant growth was about the same every year, the comparatively higher temperatures experienced by the crop could be responsible for a lower biomass production. Another factor to take into account is the SSC mineralization rate, which is generally higher during the first two years after land-application. This dynamic implied comparatively lower nutrient release in the third year, factor which might have negatively impacted on cynara biomass production (Gil et al., 2011). Therefore, the growing cycle had a profound effect on most cynara traits, mainly because of cynara's life form and climate conditions – as several authors have previously reported (Fernández et al., 2006; Ierna et al., 2012) – but also due to SSC mineralization dynamics.

Concerning the effect of SSC on cynara's yield it should be mentioned that, whilst the application of SSC generally improved cynara's yield traits (biomass production, oil yield and energy yield), the main effect is considered to be related with the enhancement of aboveground biomass yield and seed yield. On the one hand, HHV₀ values were rather stable across the experimental factors, thus cynara energy yield directly relied on aboveground biomass trends. On the other hand, oil yield was apparently driven by seeds yield rather than by oil content. According to the statistic model, SSC significantly affected cynara seeds oil content. However, the oil content was rather uniform within each growing cycle and the difference observed in the overall mean between T₀ and T₃ plants (1.3%) was negligible. Therefore, from a practical point of view, this variable had a small effect on cynara's oil production.

Therefore, the effect of SSC treatments on oil yield could be considered a consequence of the effect on seeds yield. Hence, the addition of SSC directly increased aboveground biomass and seeds production, which indirectly enhanced oil and energy yield.

According to our results, the positive effect of SSC on cynara's productivity was dependent on the rate of compost used. Generally, we observed the optimum SSC application rate under our experimental conditions was found to be comprised within the range of T₂ to T₃, depending on the yield trait considered. This SSC application range was slightly higher than those recommended by other authors in Mediterranean environments for other plant species (Casado-Vela et al., 2006; Larchevêque et al., 2006). The optimum amount of SSC to be applied as an amendment is highly dependent on the crop species physiology, the composition of the organic waste and the nature of the soil used. Generally, the application of SSC can raise the pH and the EC of the soil, which may difficult plant growth (De Lucia et al., 2013; Tejada et al., 2006). However, adverse physiological effects on cynara's growth were not observed, probably because cynara is a crop able to properly grow under high soil pH (Fernández et al., 2006) and also has certain salt-tolerance traits (Lag-Brotons et al., 2013). It should be noted that the application of organic materials such as SSC raises concerns related to the addition heavy metals to the soil. However, as cynara biomass is devoted to energy production and the characteristics of the Mediterranean soil (calcareous nature and high pH) and SSC used restricts metals availability, the risk that heavy metals may pose is minimized. Thereby, the SSC dosage tested under our experimental conditions could be reasonable considered as feasible.

The results obtained were coherent with those reported by other authors in Mediterranean environments (see Table 1), indicating that both the quality and the quantity of cynara biomass are affected by crop management (Fernández et al., 2006; Ierna et al., 2012). In this sense, water supply and fertilisation are two key aspects of this energy crop. Cynara biomass yield under rainfed conditions is directly correlated with annual rainfall, obtaining better biomass output with higher precipitations (Fernández et al., 2006; Grammelis et al., 2008). Similarly, when supplemental irrigation has been applied, enhanced biomass and energy yields have been reported as a result of higher water availability for the plant

Table 5
Descriptive statistics on seed yield, seed oil content and oil yield of cynara grown under different sewage sludge compost (SSC) treatments over three growing seasons.

SSC treatments	Seeds (g m ⁻²)					Oil content (%)					Oil (g m ⁻²)							
	2008–09	2009–10	2010–11	$\mu_{(SSC)}$	SE	CV (%)	2008–09	2009–10	2010–11	$\mu_{(SSC)}$	SE	CV (%)	2008–09	2009–10	2010–11	$\mu_{(SSC)}$	SE	CV (%)
T ₀	85	260	204	183	30	70	23.2	21.2	21.3	21.9	0.3	7	20	55	65	44	6	54
T ₁	192	230	231	217	21	41	22.5	20.9	23.4	22.2	0.4	9	43	49	54	49	5	43
T ₂	137	311	413	287	46	68	22.9	20.1	22.9	22.0	0.4	9	32	63	96	64	11	74
T ₃	198	293	433	308	39	54	23.0	22.8	23.7	23.2	0.2	5	46	68	103	72	9	56
$\mu_{(GC)}$	153	274	320	249	18	63	22.9	21.2	23.0	22.3	0.2	8	35	59	81	58	4	63
SE	15	23	42	18			0.1	0.3	0.3	0.2			3	5	10	4		
CV (%)	49	40	64	63			7	9	6	8			49	45	56	63		

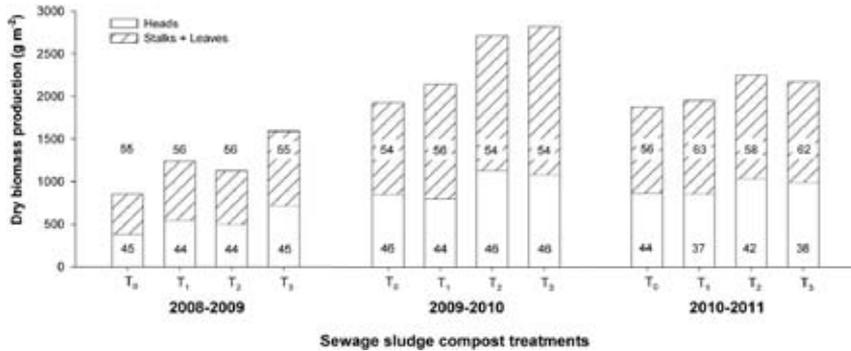


Fig. 2. Biomass production and biomass partitioning of cynara grown under different sewage sludge compost (SSC) treatments ($T_0 = 0 \text{ t ha}^{-1}$; $T_1 = 30 \text{ t ha}^{-1}$; $T_2 = 50 \text{ t ha}^{-1}$; $T_3 = 70 \text{ t ha}^{-1}$) over three growing seasons. Numbers within white bars indicate heads weight percentage (dry weight basis) in each SSC treatment, while numbers within striped bars indicate the stalk + leaves one (% w/w, dry weight basis).

(Archontoulis et al., 2010a; Ierna et al., 2012). Likewise, probably due to irrigation, our biomass and energy yields are consistent with the results reported by several authors but are higher than others as well (See Table 1). Concerning fertilisation, cynara's reproductive structures, such as heads and seeds, are strongly impacted by N-fertilisation (Archontoulis et al., 2010c). During the reproductive stage an explosive growth occurs (development of stalks, heads and grains in a short period), which creates a strong nutritional sink, especially of nitrogen (Archontoulis et al., 2010b). Archontoulis et al. (2010a) observed that increasing N-fertilisation rate from 0 to 240 kg N ha^{-1} resulted in a 46% increase of the total dry biomass, head weight and seed yield. Ierna et al. (2012) reported higher seed yield as a result of increasing fertilization rates and indicated that a positive correlation between aboveground dry biomass and seeds yield could be established. Our results were in line with the former authors, as we also observed a positive effect in cynara biomass and seeds production due to SSC-fertilisation.

The positive effect of SSC on cynara growth could be attributed to the performance of this organic waste as a slow-release organic fertiliser but also as a soil improver. Soil incorporation of SSC often results in a positive effect on the growth and yield of different plant species (Casado-Vela et al., 2006; Warman and Termeer, 2005). Composted sewage sludge favours plant growth by means of enhancing nutrient availability and also by improving soil properties. The SSC is an effective source of N–P–K nutrients for the plants (Larchevêque et al., 2006; Warman and Termeer, 2005), capable of releasing these and others nutrients progressively, as organic matter is mineralized (Gil et al., 2011). Furthermore, nutrients retention into the soil matrix is enhanced, thus increasing the available concentration for the plant (De Lucia et al., 2013). In addition, soil physical properties can be improved (i.e. bulk density, structure, porosity, moisture retention, hydraulic conductivity), particularly when applied to heavy textured and poorly structured soils (García-Orenes et al., 2005; Song and Lee, 2010). Taking into

Table 6

Characteristics of the models that resulted significant from the ANOVA test for the comparison of nested models ($P \leq 0.1$). Only models significant for sewage sludge compost (SSC) treatments ($T_0 = 0 \text{ t ha}^{-1}$, $T_1 = 30 \text{ t ha}^{-1}$, $T_2 = 50 \text{ t ha}^{-1}$, $T_3 = 70 \text{ t ha}^{-1}$) are presented.

Variable	AIC	Growing cycle (random effect)		SSC treatments (fixed effect)		
		SD _(random)	SD _(residuals)	μ (SE)	α_x (SE)	$\mu + \alpha_x$
Aboveground biomass yield (g m^{-2})	1115	601	706	T ₀	1552 (385)	1552
				T ₁	227 (235)	1779
				T ₂	477 (235)	1999
				T ₃	643 (235)	2195
Seeds yield (g m^{-2})	855	94	127	T ₀	216 (63)	216
				T ₁	1.4 (43.6)	217
				T ₂	70.8 (43.6)	287
				T ₃	91.9 (43.6)	308
Oil content (%)	380	0.9	1.3	T ₀	22.0 (0.6)	22.0
				T ₁	0.22 (0.36)	22.2
				T ₂	-0.05 (0.36)	22.0
				T ₃	1.15 (0.36)	23.2
Oil yield (g m^{-2})	666	21.4	30.2	T ₀	47 (15)	46.6
				T ₁	2.1 (10.4)	48.7
				T ₂	17.0 (10.4)	63.6
				T ₃	25.3 (10.4)	71.9
Energy yield (MJ m^{-2})	564	10.4	12.3	T ₀	28.2 (6.7)	28.2
				T ₁	3.3 (4.1)	31.4
				T ₂	7.9 (4.1)	36.1
				T ₃	9.9 (4.1)	38.0

*, ** and *** indicate significant differences of the t -estimates (T_1 , T_2 or T_3) to the control (T_0) at $P \leq 0.1$, $P \leq 0.05$ and $P \leq 0.01$, respectively. These p -values are related to the t -tests (to the control) based on the pooled error for the fixed effect.

account the importance of water availability for cynara's productivity, it can be assumed that improving soil physical properties will likely favour cynara growth, since the amount of water available for the plant would be enhanced.

The use of organic wastes for the growing of Mediterranean energy crops, like cynara, could represent an interesting option from the economic, social and environmental point of view. Inorganic fertilisers account for the major part of the economic and energy costs, as well as for the carbon emissions of cynara cultivation (Dufour et al., 2013). In contrast, SSC is an organic fertiliser whose supply is guaranteed in the long-term and with comparatively cheaper cost (Song and Lee, 2010). Therefore, the transition from inorganic fertilisation to organic fertilisation based on waste materials potentially implies energy and economic savings. In addition, land application of SSC protects the soil against common Mediterranean degradation factors (i.e. erosion and physical degradation) by means of increasing soil organic matter (Casado-Vela et al., 2006; García-Orenes et al., 2005). Moreover, some authors claim that the use of compost supports climate change mitigation on two fronts: removal of atmospheric carbon through soil carbon sequestration; and reduction of greenhouse gas emissions (De Lucia et al., 2013). In conclusion, the use of organic amendments such as SSC to improve the performance of Mediterranean energy crops represents one step further towards sustainable energy production systems.

5. Conclusions

The results of the first 3-year trial using SSC as basal dressing for cynara cultivation showed that this organic residue has positive effects on the productivity of the crop (aboveground biomass, seed yield, oil yield and energy yield) at applications rates comprised within 50–70 t ha⁻¹. Considering the whole experimental period, the primary effect consisted in the improvement of aboveground biomass and seed yields in approximately 40% and 68%, respectively, as compared to the control.

The application of SSC potentially entails environmental positive synergies (soil protection, waste reuse, biomass production). Hence, the present research represents a further step towards a more sustainable and cleaner cynara production in Mediterranean agrcosystems.

Acknowledgements

Lag-Brotos, A. gratefully acknowledges the Spanish Ministry of Innovation and Science for a research fellowship (AP2007-01641) and the collaboration and support of Algoro's farmers (especially Pedro) and Agrochemistry and Environment Department laboratory staff.

References

- Angelini, L.G., Ceccarini, L., Di Nasso, N., Nassi o, Bonari, E., 2009. Long-term evaluation of biomass production and quality of two cardoon (*Cynara cardunculus* L.) cultivars for energy use. *Biomass Bioenergy* 33, 810–816. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.12.004>.
- Antonopoulos, I.-S., Karagiannidis, A., Gkouletso, A., Perkoulidis, G., 2012. Modelling a downdraft gasifier fed by agricultural residues. *Waste Manag.* 32, 710–718. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.015>.
- Archontoulis, S.V., Danalatos, N.G., Struik, P.C., Batzoglannis, D., Savas, V., 2010a. The effect of nitrogen fertilization and supplemental irrigation on seed and biomass productivity of *Cynara cardunculus* growing in a semi-arid environment in central Greece. In: Proc. 18th Eur. Biomass Conf. Exhib., pp. 273–279.
- Archontoulis, S.V., Struik, P.C., Vos, J., Danalatos, N.G., 2010b. Phenological growth stages of *Cynara cardunculus*: codification and description according to the BBCH scale. *Ann. Appl. Biol.* 156 (2), 253–270. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2009.00384.x>.
- Archontoulis, S.V., Struik, P.C., Yin, X., Bastiaans, L., Vos, J., Danalatos, N.G., 2010c. Inflorescence characteristics, seed composition, and allometric relationships predicting seed yields in the biomass crop *Cynara cardunculus*. *Glob. Change Biol. Bioenergy* 2 (3), 113–129. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01045.x>.
- Barker, A.V., Bryson, G.M., 2002. Bioremediation of heavy metals and organic toxicants by composting. *Sci. World J.* 2, 407–420. <http://dx.doi.org/10.1100/tsw.2002.91>.
- Bentsen, N.S., Felby, C., 2012. Biomass for energy in the European Union – a review of bioenergy resource assessments. *Biotechnol. Biofuels* 5, 25. <http://dx.doi.org/10.1186/1754-6834-5-25>.
- Casado-Vela, J., Sellés, S., Navarro, J., Bustamante, M.A., Mataix, J., Guerrero, C., Gómez, I., 2006. Evaluation of composted sewage sludge as nutritional source for horticultural soils. *Waste Manag.* 26 (9), 946–952. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.016>.
- Commission of the European Communities, 2006. Thematic Strategy for Soil Protection. COM(2006)231final. URL: http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/128181_en.htm (accessed 24.04.14).
- Chel, A., Kaushik, G., 2011. Renewable energy for sustainable agriculture. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 91–118. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2010029>.
- Curt, M.D., Sánchez, G., Fernández, J., 2002. The potential of *Cynara cardunculus* L. for oil seed production in a perennial cultivation system. *Biomass Bioenergy* 23 (1), 33–46. [http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534\(02\)00030-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0961-9534(02)00030-2).
- De Andrés, F., Walter, I., Tenorio, J.L., 2007. Revegetation of abandoned agricultural land amended with biosolids. *Soil. Total Environ.* 378 (1–2), 81–83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.017>.
- De Lucia, B., Cristiano, G., Vecchietti, L., Bruno, L., 2013. Effect of different rates of composted organic amendment on urban soil properties, growth and nutrient status of three Mediterranean native hedge species. *Urban For. Urban Green.* 12 (4), 537–545. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2013.07.008>.
- Diez, J.A., 1982. Consideraciones sobre la utilización de la técnica extractiva de Burriel-Hernando para la evaluación de fósforo asimilable en suelos. *An. Edofol. Agrobiol.* 41, 1345–1353.
- Dufour, J., Arsuaga, J., Moreno, J., Torrealba, H., Camacho, J., 2013. Comparative life cycle assessment of biodiesel production from cardoon (*Cynara cardunculus*) and Rapeseed oil obtained under Spanish conditions. *Energy Fuel* 27 (9), 5280–5286. <http://dx.doi.org/10.1021/ef400951f>.
- Fernández, J., Hidalgo, M., del Monte, J.P., Curt, M.D., 2005. *Cynara cardunculus* L. as a perennial crop for non-irrigated lands: yields and applications. *Acta Hortic.* 681, 109–116.
- Fernández, J., Curt, M.D., Aguado, P.L., 2006. Industrial applications of *Cynara cardunculus* L. for energy and other uses. *Ind. Crop. Prod.* 24 (3), 222–229. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2006.06.010>.
- Fernández, J., Curt, M.D., Aguado, P.L., Esteban, B., Sánchez, J., Checa, M., Mosquera, F., Romero, L., 2001. Provincia de Alicante. In: Caracterización de las Comarcas Agrarias de España, Tomo 5. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. ISBN: 978-84-491-1173-2.
- Fytill, D., Zabanitoulou, A., 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods – a review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 12 (1), 116–140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2006.05.014>.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Mataix, J., 2005. Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil Tillage Res.* 82 (1), 65–76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.06.004>.
- Gil, M.V., Carballo, M.T., Calvo, L.F., 2011. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. *Bioresour. Technol.* 102 (2), 863–871. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.010>.
- Gammels, P., Malliopolou, A., Basinas, P., Danalatos, N.G., 2008. Cultivation and characterization of *Cynara cardunculus* for solid biofuels production in the Mediterranean region. *Int. J. Mol. Sci.* 9 (7), 1241–1258. <http://dx.doi.org/10.3390/ijms9071241>.
- Ierna, A., Mauromicale, G., 2010. *Cynara cardunculus* L. genotypes as a crop for energy purposes in a Mediterranean environment. *Biomass Bioenergy* 34 (5), 754–760. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.01.018>.
- Ierna, A., Mauro, R.P., Mauromicale, G., 2012. Biomass, grain and energy yield in *Cynara cardunculus* L. as affected by fertilization, genotype and harvest time. *Biomass Bioenergy* 36, 404–410. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.11.013>.
- Lag-Brotos, A., Soriano-Disla, J.M., Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., 2013. Saline irrigation effects on *Cynara cardunculus* L. plants grown in Mediterranean soils. *HortScience* 48, 762–767.
- Larchevêque, M., Ballini, C., Korbowlesky, N., Montes, N., 2006. The use of compost in afforestation of Mediterranean areas: effects on soil properties and young tree seedlings. *Sci. Total Environ.* 369 (1–3), 220–230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.04.017>.
- Ledda, L., Deligios, P.A., Farci, R., Sulas, L., 2013. Biomass supply for energetic purposes from some Cardueae species grown in Mediterranean farming systems. *Ind. Crop. Prod.* 47, 218–226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.03.013>.
- López-López, G., Lobo, M.C., Negre, A., Colombás, M., Rovira, J.M., Martorell, A., Reolid, C., Sastre-Conde, I., 2012. Impact of fertilisation practices on soil respiration, as measured by the metabolic index of short-term nitrogen input behaviour. *J. Environ. Manag.* 113, 517–526. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.010>.
- Loveland, P., Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in soils of temperate regions: a review. *Soil Tillage Res.* 70 (1), 1–18. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00139-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00139-3).

- Mañas, P., Castro, E., De las Heras, J., 2013. Application of treated wastewater and digested sewage sludge to obtain biomass from *Cynara cardunculus* L. J. Clean. Prod. 67, 72–78 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.007>.
- Noble, R., Roberts, S., 2004. Eradication of plant pathogens and nematodes during composting: a review. Plant Pathol. 53 (5), 548–568 <http://dx.doi.org/10.1111/j.0032-0862.2004.01059.x>.
- Oliveira, I., Gominho, J., Diberardino, S., Duarte, E., 2012. Characterization of *Cynara cardunculus* L. stalks and their suitability for biogas production. Ind. Crop. Prod. 40, 318–323 <http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2012.03.029>.
- Piscioneri, I., Sharma, N., Baviello, G., Orlandini, S., 2000. Promising industrial energy crop, *Cynara cardunculus*: a potential source for biomass production and alternative energy. Energy Convers. Manag. 41 (10), 1091–1105 [http://dx.doi.org/10.1016/S0196-8904\(99\)00135-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0196-8904(99)00135-1).
- Quaye, A.K., Volk, T.A., 2013. Biomass production and soil nutrients in organic and inorganic fertilized willow biomass production systems. Biomass Bioenergy 57, 113–125. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.08.002>.
- Raccuia, S.A., Melilli, M.G., 2007. Biomass and grain oil yields in *Cynara cardunculus* L. genotypes grown in a Mediterranean environment. Field Crop. Res. 101 (2), 187–197 <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2006.11.006>.
- Seleiman, M.F., Santanen, A., Jaakkola, S., Ekholm, P., Hartikainen, H., Stoddard, F.L., Mäkelä, P.S.A., 2013. Biomass yield and quality of bioenergy crops grown with synthetic and organic fertilizers. Biomass Bioenergy 59, 477–485. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.07.021>.
- Sims, R.H., Hastings, A., Schlamadinger, B., Taylor, G., Smith, P., 2006. Energy crops: current status and future prospects. Glob. Change Biol. 12 (11), 2054–2076 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01163.x>.
- Smith, S.R., 2009. Organic contaminants in sewage sludge (biosolids) and their significance for agricultural recycling. Philos. Trans. R. Soc. A 367 (1904), 4005–4041. <http://dx.doi.org/10.1098/rsta.2009.0154>.
- Song, U., Lee, E.J., 2010. Environmental and economical assessment of sewage sludge compost application on soil and plants in a landfill. Resour. Conserv. Recycl. 54 (12), 1109–1116 <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.03.005>.
- Soriano-Disla, J.M., Gómez, I., Guerrero, C., Jordán, M.M., Navarro-Pedreño, J., 2008. Soil factors related to heavy metal bioavailability after sewage sludge application. Fresen. Environ. Bull. 17, 1839–1845.
- Tejada, M., García, C., González, J.L., Hernández, M.T., 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil. Soil. Biol. Biochem. 38 (6), 1413–1421 <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.017>.
- Tekucheva, D.N., Tsygankov, A.A., 2012. Combined biological hydrogen-producing systems: a review. App. Biochem. Microbiol. 48, 319–337 <http://dx.doi.org/10.1134/S0003683812040114>.
- Warman, P.R., Termeer, W.C., 2005. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. Bioresour. Technol. 96 (8), 955–961 <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2004.08.003>.





ESTA TESIS DOCTORAL SE ACABÓ DE IMPRIMIR EL 19 DE
JUNIO DE 2014, DÍA EN EL QUE PRÍNCIPE FELIPE FUE
CORONADO REY CON EL NOMBRE DE FELIPE
VI, EN LOS TALLERES GRÁFICOS DE
LA UNIVERSIDAD “MIGUEL
HERNÁNDEZ” DE LA
CIUDAD DE
ELCHE



