

Proyecto Fin de Máster Ingeniería Ambiental

Estudio técnico-económico inicial de usos industriales de la biomasa procedente de especies vegetales invasoras

Autor: Polina Lokazyuk

Tutor: Rosario Villegas Sánchez

Dpto. Ingeniería Química y Ambiental
Escuela Técnica Superior de Ingeniería
Universidad de Sevilla

Sevilla, 2023



Proyecto Fin de Máster
Ingeniería Ambiental

Estudio técnico-económico inicial de usos industriales de la biomasa procedente de especies vegetales invasoras

Autor:

Polina Lokazyuk

Tutor:

Rosario Villegas Sánchez

Profesor titular

Dpto. de Ingeniería Química y Ambiental

Escuela Técnica Superior de Ingeniería

Universidad de Sevilla

Sevilla, 2023

Proyecto Fin de Máster: Estudio técnico-económico inicial de usos industriales de la biomasa procedente de especies vegetales invasoras

Autor: Palina Lokazyuk
Tutor: Rosario Villegas Sánchez

El tribunal nombrado para juzgar el Proyecto arriba indicado, compuesto por los siguientes miembros:

Presidente:

Vocales:

Secretario:

Acuerdan otorgarle la calificación de:

Sevilla, 2023

El Secretario del Tribunal

Agradecimientos

En primer lugar, quería agradecer a los profesores que me han acompañado durante este camino académico. En especial este agradecimiento a mi tutor de segundo de bachillerato, Andrés Pérez Rodríguez, gracias al que pude seguir mis estudios y mi camino hasta acabar en el punto en el que estoy hoy.

Gracias, también a Rosario Villegas por tutorizar este trabajo con tanta dedicación y comprensión.

Por último, agradecer a mi familia la paciencia y apoyo que me han ofrecido durante este periodo de estrés e incertidumbre, tendiéndome la mano y siendo un pilar fundamental en la finalización de todos mis proyectos.

*Palina Lokazyuk
Barcelona, 2023*

Resumen

Este trabajo de fin de máster “Análisis preliminar del aprovechamiento de la biomasa procedente de las especies vegetales invasoras locales” tiene como objetivo principal analizar la viabilidad técnica, económica y social del aprovechamiento de la biomasa de especies vegetales invasoras locales como una alternativa sostenible para la gestión de residuos vegetales.

En este trabajo se realizará una evaluación detallada de las características físicas, químicas y nutricionales de las especies vegetales invasoras seleccionadas, y se analizará su potencial para ser utilizadas como materia prima para la producción de diferentes productos como biocombustibles, bioplásticos, productos químicos o alimenticios y materiales de construcción.

Asimismo, se llevará a cabo una evaluación técnica y económica de las diferentes tecnologías disponibles para la transformación de la biomasa de especies vegetales invasoras, considerando aspectos como la eficiencia del proceso, los costes de inversión y operación, los impactos ambientales y sociales, y la viabilidad financiera.

En base a los resultados obtenidos, se realizará una evaluación integral de la viabilidad técnica y económica del aprovechamiento de la biomasa de especies vegetales seleccionadas, y se identificarán las principales oportunidades y desafíos asociados a su implementación a escala comercial.

En definitiva, este trabajo de fin de máster busca contribuir al desarrollo de soluciones sostenibles para la gestión de residuos vegetales, fomentando la valorización de recursos locales y la reducción de los impactos ambientales asociados a la eliminación de las especies vegetales invasoras.

Abstract

This Master's thesis "Preliminary analysis of biomass utilization from local invasive plant species" aims to analyze the technical, economic and social feasibility of using biomass from local invasive plant species as a sustainable alternative for managing plant waste.

The thesis will conduct a detailed evaluation of the physical, chemical, and nutritional characteristics of selected invasive plant species and analyze their potential to be used as raw material for producing different products such as biofuels, bioplastics, chemicals or food products, and construction materials.

Additionally, a technical and economic evaluation of different technologies available for transforming the biomass from invasive plant species will be carried out, considering aspects such as process efficiency, investment and operation costs, environmental and social impacts, and financial viability.

Based on the results obtained, an overall evaluation of the technical and economic feasibility of utilizing the biomass from selected plant species will be conducted, and the main opportunities and challenges associated with its commercial implementation will be identified.

Ultimately, this Master's thesis seeks to contribute to the development of sustainable solutions for managing plant waste, promoting the valorization of local resources, and reducing the environmental impacts associated with the elimination of invasive plant species.

Agradecimientos	6
Resumen	7
Abstract	8
Índice	9
Índice de Figuras	10
1 Estado de la cuestión y problemática actual de las especies invasoras	15
1.1 <i>Contextualización del problema de las especies invasoras vegetales</i>	20
1.1.1 Marco histórico	24
1.2 <i>Especies invasoras seleccionadas para el estudio</i>	27
1.2.1 Invasoras terrestres	31
1.2.2 Algas invasoras	58
1.3 <i>Marco legal y normativo aplicable en la gestión de especies invasoras</i>	65
1.4 <i>Justificación del tema de investigación</i>	68
1.5 <i>Efectos sociales, económicos y laborales de las especies invasoras</i>	69
1.5.1 Efectos sociales	69
1.5.2 Efectos económicos	70
1.5.3 Efectos laborales	78
2 Estudio sobre los procesos de aprovechamiento y gestión de especies vegetales invasoras	80
2.1 <i>Aspectos técnicos y económicos y sociales a considerar en la evaluación del aprovechamiento de la biomasa vegetal</i>	80
2.1.1 Aspectos técnicos	80
2.1.2 Aspectos económicos:	84
2.2 <i>Tecnologías clásicas disponibles para la transformación de la biomasa vegetal:</i>	85
3 Propuestas innovadoras	95
3.1 <i>Fabricación de muebles</i>	95
3.2 <i>Fabricación de textiles y ropa</i>	97
3.3 <i>Fabricación de packaging</i>	99
3.4 <i>Fabricación de cosméticos:</i>	100
3.5 <i>Otras aplicaciones</i>	101
4 Conclusiones y recomendaciones	102
Referencias bibliográficas	105
Glosario	126
Anexos	128
<i>Datos y tablas adicionales</i>	128
<i>Especies a las que sería posible ampliar el estudio</i>	140

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Objetivos de Desarrollo Sostenible	17
Figura 2: Esquema de los tres pilares del Desarrollo Sostenible	19
Figura 3: Esquema general de las etapas del proceso de una invasión biológica y las acciones de manejo deben ser acordes a dicha etapa. Fuente: Con base en (Lodge, 2006) y (Blackburn, 2011).	23
Figura 4: Términos relacionados con especies invasoras. (Vilá et al, 2008)	24
Figura 5: Localización de los hotspots a nivel mundial (Rejón, 2021)	26
Figura 6: Ficha <i>Acacia dealbata</i>	31
Figura 8: Ficha <i>Acacia melanoxylon</i>	34
Figura 9: Ficha <i>Ailanthus altissima</i>	36
Figura 10: Resumen de los métodos fisicoquímicos recomendados por el control de la invasión de la <i>Acacia dealbata</i> en Extremadura (ϕ representa el diámetro del tocón). (Junta de Extremadura, 2020).....	37
Figura 11: Superficie invadida por rodales de <i>Ailanthus altissima</i> en espacios protegidos o de interés en Extremadura. (Junta de Extremadura, 2020).....	38
Figura 12: Ficha <i>Azolla filiculoides</i>	39
Figura 13: Invasión de <i>Azolla filiculoides</i> en el río Ardila, en el municipio de Fregenal de la Sierra (Delgado, 2016)	40
Figura 14: <i>Stenopelmus rufinasus</i> (CABI, 2022).....	41
Figura 15: Ficha <i>Carpobrotus edulis</i>	42
Figura 16: <i>Sclerotinia sclerotiorum</i> (Namesny)	43
Figura 17: <i>Pulvinariella mesembryanthem</i> (iNaturalist).....	43
Figura 18: Invasión de <i>Carpobrotus edulis</i> en dunas protegidas (Greenteach, 2021).....	44
Figura 19: Ficha <i>Cortaderia selloana</i>	45
Figura 20: <i>Cortaderia selloana</i> (Zulueta Corporación)	46
Figura 21: <i>Cortaderia jubata</i> (Wiley Online Library)	46
Figura 23: Ficha <i>Eichhornia crassipes</i>	50
Figura 24: Colonización por Jacinto de agua (<i>Eichhornia crassipes</i>) (Gobierno de Mexico)	51
Figura 25: Equipo para cosechar lirio acuático (Brunoticias).....	52
Figura 26: <i>Eccritotarsus catarinensis</i> (Oberholzer)	53
Figura 27: <i>Neochetina eichhorniae</i> (naturalista, s.f.).....	53
Figura 28: Ficha <i>Opuntia ficus-indica</i>	54
Figura 29: Distribución de chumberas y pitas en el paisaje (Centro de Estudios Borjanos, s.f.)	55
Figura 30: <i>Dactylopius opuntiae</i> (GMR Canarias).....	56
Figura 31: <i>Cactoblastis cactorum</i> (Polilla de la Tuna) (FuEDEI).....	56
Figura 34: Ficha <i>Rugulopteryx okamurae</i>	58
Figura 35: arribazones de <i>Rugulopteryx okamurae</i> en las playas (Ecologistas en Acción).....	59
Figura 36: Distribución potencial de la <i>R. okamurae</i> (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022)	60
Figura 37: Ficha <i>Asparagopsis armata</i>	62
Figura 38: Fase esporofítica de <i>A. armata</i> , clasificada inicialmente como <i>Falkenbergia rufolanosa</i> (AlgaeBase).....	63
Figura 39: <i>Asparagopsis taxiformis</i> (ECPA, s.f.)	64
Figura 40: Procedimiento para la elaboración de estrategias	67
Figura 41: Control mecánico de Hierba de la Pampa (<i>Cortaderia selloana</i>), Cádiz. (Vilá et al, 2008)	71
Figura 46: Coste comunidad autónoma y EEI	15

Figura 48: (GISD, 2022); (Pagad et al 2018)	77
Figura 49: Gorgonia roja (<i>Paramuricea clavata</i>) (Junta de Andalucía, s.f.).....	79
Figura 53: Tecnologías de la conversión de la biomasa húmeda (Arauzo et al, 2014)	86
Figura 54: Tecnologías de la conversión de la biomasa seca (Arauzo et al, 2014).....	87
Figura 55: Proceso de digestión anaerobia (BiodiSol, s.f.).....	88
Figura 56: Proceso de compostaje (Complus, s.f.).....	89
Figura 57: Proceso de fabricación de papel (ASAPAPEL).....	90
Figura 58: Producción de pellets (Pelletpedia, s.f.).....	92
Figura 59: Artichair de Kizis Studio y detalles del material (composite) del que se fabrica (EXPERIMENTA, s.f.).....	95
Figura 60: Tablero de restos vegetales como la alcachofa (EL ESPAÑOL, s.f.)	96
Figura 61: Etapas por las que pasa la fabricación de la viscosa EcoVero	97
Figura 62: Plantillas fabricadas a partir del alga <i>Rugulopteryx okamurae</i> de Algix.....	98
Figura 63: piel sintética procedente de cactus Desserto.....	99
Figura 64: Packaging procedente de residuos agrícolas como la lechuga.....	100
Figura 65: Cosmética fabricada a partir de Alga wakame (<i>Undaria pinnatifida</i>), considerada alga invasora .	101
Figura 66: Tabla comparativa de la gestión de especies con la fabricación de diferentes productos de diferentes sectores industriales.....	103

1 ESTADO DE LA CUESTIÓN Y PROBLEMÁTICA

ACTUAL DE LAS ESPECIES INVASORAS

El impacto de las especies invasoras en los ecosistemas es un problema ambiental de gran relevancia a nivel mundial. Estas especies se introducen y se establecen en un nuevo entorno fuera de su área natural de distribución, y que tienen la capacidad de crecer y reproducirse de manera descontrolada, desplazando a las especies autóctonas y alterando los ecosistemas y reduciendo la diversidad de las especies presentes, llegando a ser un problema ambiental, económico y social, ya que afectan negativamente a la biodiversidad nativa, a la funcionalidad de los ecosistemas, pudiendo convertirse en plagas que generar problemas en la salud humana, la agricultura, la ganadería, la pesca, el turismo y la calidad de vida de la población. Esta introducción puede ocurrir por causas diversas, tales como la actividad humana, el comercio internacional, la agricultura y la ganadería, entre otras. Por ello, la gestión de estas especies invasoras es una prioridad en la conservación y restauración de los ecosistemas naturales, y su control y eliminación se consideran un reto importante para la sostenibilidad ambiental.

Se han desarrollado diversas estrategias para controlar su propagación y reducir su impacto negativo, siendo una de estas estrategias el aprovechamiento de la biomasa de las especies vegetales invasoras, que se presenta como una alternativa sostenible para la gestión de residuos vegetales, con el potencial de generar beneficios económicos y ambientales significativos, reduciendo de esta manera las poblaciones de las especies y se genera un recurso o materia prima sostenible que puede ser utilizado para diversos fines. A pesar de su potencial, el aprovechamiento de la biomasa de especies vegetales invasoras aún se encuentra en una etapa incipiente de desarrollo, con escasos estudios y experiencias prácticas en este campo. Por lo tanto, resulta esencial llevar a cabo una evaluación detallada de la viabilidad técnica y económica del aprovechamiento de estas especies, con el fin de promover su valorización y reducir los impactos ambientales asociados a su eliminación.

Las especies invasoras incluidas en este estudio son procedentes del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras de flora y algas, haciendo principal hincapié en aquellas con un mayor potencial invasor y con una rápida expansión, por lo que se ha realizado una selección de 15 especies tratando de cubrir todas las posibilidades existentes según la tipología de la vegetación y el aprovechamiento de su biomasa como materia prima en industrias o en entornos rurales donde la artesanía tiene un gran peso, por lo que tendrían un importante papel social.

La gestión de residuos vegetales es uno de los principales desafíos ambientales que enfrentan las sociedades modernas, especialmente en las zonas urbanas y periurbanas. La eliminación inadecuada de estos residuos puede tener impactos negativos significativos en el medio ambiente y la salud pública, como la emisión de gases de efecto invernadero, la contaminación del suelo y del agua, y la proliferación de vectores de enfermedades. Por ello, la gestión de estas especies invasoras es una prioridad en la conservación y restauración de los ecosistemas naturales, y su control y eliminación se consideran un reto importante para la sostenibilidad ambiental.

En este trabajo de fin de máster, se propone llevar a cabo una evaluación técnica y económica del posible aprovechamiento de la biomasa procedente de especies vegetales invasoras locales, con el objetivo de analizar su potencial como materia prima para las diferentes actividades productivas industriales. Se considerarán aspectos como la caracterización de las especies vegetales invasoras, la evaluación de las diferentes

tecnologías de transformación de la biomasa, y la evaluación integral de la viabilidad técnica y económica del aprovechamiento de la biomasa vegetal.

Con este trabajo se busca contribuir al desarrollo de soluciones sostenibles para la gestión de residuos vegetales, fomentando la valorización de recursos locales y la reducción de los impactos ambientales asociados a la eliminación de las especies vegetales invasoras, a la vez que se favorece la búsqueda de nuevas alternativas sostenibles a los materiales que conocemos actualmente y que pueden cubrir unas necesidades que se han creado a partir del modelo de consumo que presenta el ser humano. Teniendo en cuenta todos estos aspectos, podemos ver la introducción de las especies invasoras como una fuente viable de recursos naturales, “renovables” y cuyo ciclo de vida útil tendría un bajo impacto medioambiental debido al carácter biodegradable de la materia, cerrando así un eslabón más de la gestión de residuos dentro de la economía circular.

En 2015, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) presentó la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, que incluye un conjunto de objetivos y acciones para promover un futuro sostenible para todos. Esta agenda incluye 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) que cubren diversas áreas clave para lograr un desarrollo equitativo, inclusivo y respetuoso con el medio ambiente.

Los ODS son una guía integral para abordar los desafíos más apremiantes del mundo y están diseñados para cubrir las dimensiones económica, social y ambiental del desarrollo sostenible. A continuación, se describe brevemente cada uno de los 17 ODS:

1. *Fin de la pobreza*: Poner fin a la pobreza extrema en todas sus formas y garantizar que todos tengan acceso a servicios básicos y oportunidades económicas.
2. *Hambre cero*: Garantizar la seguridad alimentaria, la agricultura sostenible y promover una nutrición adecuada para todos.
3. *Salud y bienestar*: Garantizar estilos de vida saludables y promover el bienestar de personas de todas las edades.
4. *Educación de calidad*: Garantizar una educación integral, equitativa y de calidad, promoviendo oportunidades de aprendizaje para todos.
5. *Igualdad de género*: Lograr la igualdad de género y empoderar a todas las mujeres y niñas.
6. *Agua limpia y saneamiento*: Garantizar la disponibilidad y gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos.
7. *Energía asequible y no contaminante*: Garantizar el acceso a una energía moderna, fiable, sostenible y asequible para todos.
8. *Trabajo decente y crecimiento económico*: Promover el crecimiento económico inclusivo y sostenible y el trabajo decente para todos.
9. *Industria, innovación e infraestructura*: Construir infraestructura resiliente, promover la industrialización sostenible y fomentar la innovación.
10. *Reducción de las desigualdades*: Reducir la desigualdad dentro y entre los países, mediante la promoción de la inclusión social, económica y política.
11. *Ciudades y comunidades sostenibles*: Hacer que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles.

12. *Producción y consumo responsables*: Garantizar patrones de producción y consumo sostenibles.
13. *Acción por el clima*: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus impactos.
14. *Vida submarina*: Conservación y uso sostenible de los océanos, mares y recursos marinos para el desarrollo sostenible.
15. *Vida de ecosistemas terrestres*: Proteger, restaurar y promover la gestión sostenible de los ecosistemas terrestres, poner fin a la deforestación y combatir la desertificación y la pérdida de biodiversidad.
16. *Paz, justicia e instituciones sólidas*: Promover sociedades pacíficas, justas e inclusivas y fortalecer instituciones eficaces, responsables e inclusivas en todas las subvenciones.
17. *Alianzas para lograr los objetivos*: Revitalizar la Asociación Mundial para el Desarrollo Sostenible, promoviendo la cooperación entre los gobiernos, el sector privado, la sociedad civil y otras partes y otras actividades relacionadas para movilizar los recursos, la tecnología y el conocimiento necesarios para lograr el desarrollo sostenible.



Producido en colaboración con TROLLBÄCK + COMPANY | TheGlobalGoals@trollback.com | +1.212.529.1010
 Para cualquier duda sobre la utilización, por favor comuníquese con: dpcampaign@un.org

Figura 1: Objetivos de Desarrollo Sostenible

La creación de materias primas a partir de especies invasoras vegetales desempeña un papel crucial en la promoción y el logro de varios Objetivos de Desarrollo Sostenible. Específicamente, los Objetivos relacionados con la industria, innovación e infraestructura (9), las ciudades y comunidades sostenibles (11), la producción y el consumo responsable (12), la acción por el clima (13), y por último la vida submarina y de ecosistemas terrestres (14,15) se benefician significativamente de esta iniciativa.

Para entender en profundidad el impacto del aprovechamiento de la biomasa a partir de las especies vegetales invasoras, podemos comentar que respecto al ODS 9, que se centra en la industria, la innovación y la infraestructura, se ve favorecido por la creación de nuevas materias primas sostenibles y de bajo impacto

ambiental a partir de especies invasoras vegetales. Esta práctica impulsa la innovación al explorar nuevas fuentes sostenibles y “renovables” hasta el momento de la erradicación de dicha especie del medio, fomentando así el desarrollo de infraestructuras resilientes y ecoeficientes.

En el caso del ODS 11, que busca ciudades y comunidades sostenibles, el uso de especies invasoras vegetales como materias primas ofrece oportunidades para construir comunidades más sostenibles y resistentes al integrar soluciones innovadoras en la planificación urbana, el diseño de espacios verdes y la gestión de residuos.

El ODS 12, relacionado con la producción y el consumo responsables, se ve respaldado por la creación de materias primas a partir de especies invasoras vegetales al fomentar prácticas más sostenibles en la cadena de suministro y promover la reducción, reutilización y reciclaje de recursos. Además de ello, será posible obtener una doble función a la hora de sensibilizar a la población sobre el uso de productos procedentes de estas fuentes de materias primas, teniendo un impacto social asociado que le añade un valor añadido a este tipo de materias.

Además, el ODS 13, centrado en la acción por el clima, se beneficia al reducir el impacto ambiental causado por las especies invasoras vegetales al convertirlas en valiosas materias primas, lo que contribuye a la mitigación del cambio climático. Como se ha comentado anteriormente, a esto podemos añadirle la suposición de que los productos y materiales obtenidos poseerán un carácter biodegradable, por lo que el impacto relacionado a la huella de carbono de estos será menor en comparación con otros productos y materias fabricados por la vía tradicional, teniendo así una acción de reducción de emisión de gases de efecto invernadero (GEI) que se generan en la fabricación, distribución y uso de los productos.

Asimismo, los ODS 14 y 15, que abordan la vida submarina y la vida de ecosistemas terrestres, respectivamente, se benefician al controlar y manejar las especies invasoras vegetales. Al convertirlas en materias primas, se reduce su propagación y se protege la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y terrestres, promoviendo su conservación y uso sostenible, mejorando también los sistemas de erradicación que existen actualmente con las especies con mayor potencial invasor.

En resumen, la creación de materias primas a partir de especies invasoras vegetales no solo contribuye a la economía circular y a la mitigación del cambio climático, sino que también apoya la planificación urbana sostenible, la gestión responsable de recursos y la conservación de la biodiversidad, favoreciendo así el logro de múltiples Objetivos de Desarrollo Sostenible.

De acuerdo con estos Objetivos de Desarrollo Sostenible, debemos buscar que el desarrollo de los productos y materiales innovadores cumplan con algunas características específicas, siendo algunas de ellas:

- Es necesario que los materiales sean atractivos desde el punto de vista económico para tener éxito en el mercado. Esto implica que deben ser competitivos tanto para aplicaciones nuevas como para aquellas que ya existen.
- Es importante que estos materiales tengan un impacto ambiental reducido o incluso nulo. Desde su extracción hasta el final de su ciclo de vida, deben interactuar de manera beneficiosa con el medio ambiente o, al menos, no causarle daño.
- Además, es crucial lograr que los nuevos materiales sean socialmente aceptados. Esto significa que deben ofrecer las mismas facilidades o incluso mejores que las de los materiales existentes, de manera que no comprometamos la calidad de vida de las personas al realizar el cambio de materiales.

Las características mencionadas se basan en los tres pilares del desarrollo sostenible, lo cual es fundamental para establecer una base sólida en el desarrollo de tecnología y materiales. De esta manera, garantizamos que

los nuevos materiales y productos sean útiles y beneficiosos para todos en el futuro. Estos tres pilares son los siguientes:

- **Económico:** Este pilar se centra en promover un crecimiento económico sostenible y equitativo. Busca asegurar que las actividades económicas sean rentables, generen empleo digno, fomenten la innovación y utilicen eficientemente los recursos naturales.
- **Ambiental:** Este pilar se refiere a la protección y preservación del medio ambiente. Busca promover prácticas y políticas que reduzcan el impacto negativo en los ecosistemas, conserven la biodiversidad, mitiguen el cambio climático, promuevan el uso sostenible de los recursos naturales y fomenten la adopción de tecnologías limpias.
- **Social:** Este pilar se enfoca en promover la justicia social, la equidad y el bienestar de las personas. Busca garantizar la igualdad de oportunidades, el acceso a servicios básicos como educación, salud y vivienda, el respeto de los derechos humanos, la participación ciudadana y la inclusión de grupos vulnerables o marginados.



Figura 2: Esquema de los tres pilares del Desarrollo Sostenible

Estos tres pilares están interrelacionados y se complementan entre sí para lograr un desarrollo sostenible a largo plazo, que sea beneficioso tanto para las generaciones presentes como para las futuras.

1.1 Contextualización del problema de las especies invasoras vegetales

Las especies exóticas invasoras (EEI) han sido subestimadas en el marco del cambio climático, donde se ha dado más énfasis al posible riesgo de extinción de las especies nativas, prestándole poca atención a las especies que las reemplazarán en el medio. Existe un alto grado de certeza de que el cambio global tiene la capacidad de alterar la estructura de las comunidades autóctonas, lo que a su vez perturba el equilibrio funcional de los ecosistemas y aumenta el riesgo de invasiones biológicas.

Bajo la influencia del cambio climático, algunas EEI podrían morir en el medio introducido, mientras que otras podrían adaptarse y colonizar regiones que anteriormente no podían habitar debido a las limitaciones climáticas. Cabe destacar que especies exóticas ya implantadas pueden tornarse aún más invasivas si el cambio climático aumenta su capacidad competitiva o incluso su velocidad de propagación. De forma similar, otras especies invasoras podrían ampliar su área de distribución. Es por ello por lo que el cambio climático no solo afectará el éxito invasor después de la introducción de una especie, sino también a las etapas del proceso de invasión, incluyendo las vías de entrada, los vectores y los métodos de gestión.

Aunque existe un acuerdo general de que el cambio climático beneficiará a las EEI, teniendo la capacidad de originar nuevas invasiones o favoreciendo al expansión de las especies previamente establecidas (Thuiller, Richardson, & Midgley, 2007), predecir con precisión su éxito o fracaso es muy complejo debido a que su distribución actual puede no estar en equilibrio con el clima originario, y su implantación y expansión dependen de factores adicionales como la resistencia de los ecosistemas a la invasión y las interacciones entre las especies. Además, las vías de invasión y dispersión de las EEI también están influenciadas por otros factores cuyo comportamiento se ve afectado por el cambio climático.

El cambio climático puede influir en la dinámica de las invasiones de plantas de dos formas principales: impactando en las comunidades autóctonas al limitar o beneficiar a ciertas especies y alterar las interacciones interespecíficas, lo que puede generar retroalimentación negativa en los ecosistemas, y favoreciendo rasgos biológicos específicos de las EEI. Los insectos, por ejemplo, se ven fuertemente influenciados por el clima, y se espera que los cambios climáticos afecten la distribución de sus áreas de distribución.

Los ecosistemas acuáticos continentales experimentarán notables efectos debido al cambio climático, ya que se contempla que los aumentos de la temperatura, los cambios en los patrones de precipitación y la salinidad, además de la frecuencia de eventos extremos, provocando cambios significativos en la fenología, distribución y productividad de las especies, facilitando así las invasiones biológicas.

Las emisiones de gases de efecto invernadero, el aumento de la temperatura global y la disminución de la salinidad tendrán un impacto en los ecosistemas marinos, afectando las condiciones fisicoquímicas y cambiando las pautas de las nuevas comunidades. El aumento de la temperatura global de los océanos puede llevar al desplazamiento de especies hacia los polos, reemplazando a las especies que normalmente habitan en aguas frías por aquellas especies adaptadas a ambientes más cálidos.

De acuerdo con el “Diagnóstico preliminar y bases de conocimiento sobre impactos y vulnerabilidad sobre el cambio climático y especies exóticas invasoras en España” (Capdevila-Argüelles, Zilletti, & Suárez Álvarez, 2011) las invasiones biológicas, junto con el cambio climático, pueden conllevar la llegada de especies no deseadas, como algunos patógenos y enfermedades. Las enfermedades infecciosas transmitidas por vectores son especialmente sensibles a factores climáticos y ecológicos, y cualquier cambio en el ciclo de transmisión puede resultar en un aumento en el área de distribución de estas enfermedades.

Las repercusiones del cambio climático podrían favorecer la dispersión de propágulos, aumentando así la probabilidad de que muchas especies nuevas se conviertan en potenciales invasoras. Los impactos del cambio climático podrían influir de forma indirecta a las posibilidades de invasión debido a la alteración de los patrones de entrada y los vectores, generando así nuevos patrones. Como ejemplo podemos comentar la

anticipación de los cambios en la distribución geográfica de la producción agrícola y forestal debido al cambio climático, lo que podría dar lugar a nuevas rutas de transporte y consecuentemente, la introducción de nuevos invasores asociados a dichas rutas.

Adicionalmente, el aumento de las temperaturas, con veranos más cálidos y los inviernos más suaves, pueden crear un entorno favorable para la cría de especies exóticas en instalaciones al aire libre. En la eventualidad de que estas especies logren escapar, podrían encontrar condiciones adecuadas en el entorno natural, modificado por las consecuencias del cambio climático, facilitando así su establecimiento.

La falta de agua originada por unas condiciones climáticas más áridas también podría llevar a un aumento en de infraestructuras, como embalses, y en la alteración de la red hidrográfica para asegurar un suministro adecuado de este recurso. Todo esto puede tener consecuencias en la propagación de las EEI.

Es esencial abordar la problemática de las especies exóticas invasoras en la actualidad para prevenir mayores prejuicios en el futuro. Para gestionar eficazmente este desafío de manera efectiva, resulta necesario comprender con mayor precisión los factores y variables involucrados, así como sus interrelaciones y mecanismo. Se sugiere promover la investigación científica en este ámbito, priorizando el estudio de las interacciones entre las EEI y el cambio climático como objetivo prioritario en la política de investigación. Además, es necesario fomentar la colaboración entre grupos de investigación a nivel nacional e internacional así como financiar programas de investigación fundamental y aplicada a corto y medio plazo.

Es por todo lo comentado que entendemos las EEI como organismos no nativos que se introducen en un nuevo entorno y tienen un impacto negativo en las especies y los ecosistemas nativos, alterando el equilibrio natural y la biodiversidad de un ecosistema y provocar daños ecológicos y económicos. Dichas especies engloban tanto plantas como animales y, a menudo, pueden prosperar y propagarse rápidamente en su nuevo entorno. Los efectos del cambio climático pueden agravar aún más la propagación y el impacto de las especies invasoras. Es importante identificar y monitorear estas especies para evitar su introducción y gestionar sus impactos de manera efectiva.

La capacidad de una especie exótica para establecerse en un entorno natural depende en gran medida de sus requisitos específicos. Uno de los factores cruciales en este proceso es la perturbación del ecosistema. En el caso de las plantas, resulta notable que muchas especies introducidas, a menudo con fines ornamentales, encuentran condiciones más propicias para su establecimiento en áreas naturalmente perturbadas. Esto se debe a que en estas zonas suele haber una menor presencia de especies nativas, lo que otorga a las especies invasoras un acceso relativamente más fácil a los recursos disponibles en el ecosistema.

La predicción de los impactos del cambio climático en las plantas exóticas presenta un desafío considerable, dado que se basará en las características biológicas específicas particulares de cada especie, los cuales poseen sus respuestas a una variedad de estímulos, tales como la temperatura, las concentraciones de nitrógeno y CO₂, la acidez del suelo o la humedad, entre otros (Myers, Denoth, & Shaben, 2004) (Thuiller, Richardson, & Midgley, 2007). Además, esta predicción se verá influenciada por la susceptibilidad de estas especies a invadir el ecosistema receptor y la vulnerabilidad de las especies autóctonas ante los efectos del cambio climático.

Para llevar a cabo esta investigación, dirigiremos nuestra atención hacia dos ecosistemas que difieren considerablemente entre sí, el ecosistema terrestre y el ecosistema acuático, donde a priori se facilita la dispersión a largas distancias (Born-Schmidt et al, 2017). Esto nos permitirá distinguir las plantas terrestres de las plantas acuáticas, donde a su vez podemos diferenciar las continentales y marinas, estando este último grupo representado por las algas. Cada uno de estos ecosistemas presenta un medio de propagación único, lo cual ejercerá una influencia significativa en la velocidad de la invasión de estas especies.

Para poder comprender mejor la presencia dominante de las plantas invasoras podemos aplicar los términos del proceso de invasión biológica, el cual se suele dividir en las etapas de transporte, introducción, establecimiento y dispersión (Born-Schmidt et al, 2017):

1. *Transporte*: esta etapa puede realizarse a través de medios naturales, como el viento, las corrientes oceánicas, los fenómenos meteorológicos extremos o animales, como mediante actividades humanas (*fouling*¹)
2. *Introducción*: llegada inicial de la especie invasora a una nueva área de dispersión, que puede ser involuntaria o intencional a causa de las actividades humanas o de forma natural.
3. *Establecimiento*: una vez que la especie ha sido introducida, experimenta un proceso de adaptación y establecimiento, conocido como colonización. Este proceso se facilita cuando las condiciones ambientales del nuevo sitio son análogas a las de su área de distribución original. La formación natural de una comunidad puede demandar características distintas a las necesarias para la entrada a un hábitat alterado por actividades humanas. Este paso culmina con la existencia de una población viable y autosostenible.
4. *Dispersión*: se refiere a la capacidad de movilidad de las especies. Esta se produce a medida que la especie invasora se extiende y amplía su área de distribución, lo que a menudo supera a las especies nativas y provoca impactos ecológicos. Una vez colonizado el hábitat, ocurre que las EEI pueden propagarse mediante dispersión a larga distancia (dispersión por salto), de fuentes externas (natural o auxiliada por el hombre) y a corta distancia (dispersión difusa).

Una vez que se ha detectado la invasión biológica precozmente, es necesario enfrentarla mediante acciones coordinadas (*Figura 3*) de todos los sectores y determinar una estrategia que identifique las prioridades de acción en el tema. Para ello, las principales medidas de manejo y mecanismos de estas especies una vez que se haya producido una detección temprana son las siguientes (Parkes, 1993):

1. *Prevención*: implica la implementación de medidas destinadas a evitar la introducción de especies invasoras. Esto puede incluir la imposición de normativas más rigurosas en cuanto al comercio y transporte, así como la realización de evaluaciones de riesgos antes de introducir nuevas especies (tasa de invasión)
2. *Erradicación*: eliminación completa de una población de una especie invasora en un área y lapso de tiempo especificados. En situaciones donde las poblaciones son muy numerosas, se emplean diversos mecanismos de control ya sean químicos, físicos o biológicos. Estas acciones de mitigación pueden ser determinantes para las comunidades humanas y prevención de futuras invasiones.
3. *Control*: se refiere al mantenimiento y preservación de una población de una especie particular en niveles específicos o por debajo de un umbral previamente establecido. Este concepto está vinculado con el número de individuos en la población y su extensión territorial, donde el impacto negativo sobre los recursos naturales o, especialmente sobre las especies nativas, se reduce prácticamente a niveles tolerables o aceptables.
4. *Mitigación*: restauración y rehabilitación de los ecosistemas afectados por especies invasoras mediante la restauración del hábitat, la reintroducción de especies nativas y las prácticas de gestión de ecosistemas.

¹ Fouling o incrustación se refiere a la acumulación de organismos (bacterias, protozoos, animales y plantas), en superficies sumergidas en ambientes acuáticos como los cascos de los barcos. Pueden producirse tanto en ambientes marinos como de agua dulce y tener efectos negativos en diversas estructuras (Pérez & Stupak, 1996)



Figura 3: Esquema general de las etapas del proceso de una invasión biológica y las acciones de manejo deben ser acordes a dicha etapa. Fuente: Con base en (Lodge, 2006) y (Blackburn, 2011).

Con el propósito de prevenir futuras invasiones biológicas de EEI y mitigar posibles impactos económicos, sociales y ecológicos, es necesario evaluar los riesgos vinculados a la introducción, dispersión y establecimiento de cada una de las especies. Este análisis, además de identificar los posibles riesgos potenciales, facilita la cuantificación de diversas estrategias de gestión y establecer prioridades para la asignación eficiente de recursos.

El análisis considera factores como la biología y el comportamiento de las especies invasoras, sus posibles vías de introducción y su compatibilidad con el entorno local. Este tipo de análisis puede incluir el uso de herramientas como el Método de Evaluación Rápida de la Invasividad (MERI) para evaluar el potencial invasor de las especies en función de varios criterios. La clasificación de los niveles de riesgo puede ir de bajo a alto, en función del valor obtenido del análisis del riesgo (Born-Schmidt et al, 2017).

En Europa, las especies introducidas que se establecen en espacios naturalizados se clasifican en dos grandes grupos: arqueófitos (introducidas antes de 1500) y neófitos (introducidos después de 1500). Para entender mejor la nomenclatura utilizada a lo largo de este documento, se expone un listado de términos relacionados con las especies invasoras. (Vilá et al, 2008):

Especies que ocupan su área de distribución original	<ul style="list-style-type: none"> • Nativa • Autóctona • Indígena
Especies que se encuentran fuera de su área de distribución natural	<ul style="list-style-type: none"> • Introducida • Exótica • Foránea • Alóctona • No nativa • Importada
Especies introducidas que se extienden de forma autónoma, pero dependientes de sistemas humanizados, o sin capacidad para perdurar en los territorios ocupados	<ul style="list-style-type: none"> • Adventicia • Subespontánea • Casual
Especies introducidas que se extienden a ecosistemas naturales, donde tienen capacidad de mantener poblaciones de forma autónoma	<ul style="list-style-type: none"> • Naturalizada • Establecida
Especies naturalizadas con gran capacidad de propagación,	<ul style="list-style-type: none"> • Invasora

en número de individuos y en distancia	
Especies naturalizadas con gran capacidad de propagación, capaces de alterar sustancialmente los ecosistemas nativos y/o ocasionar impactos económicos	<ul style="list-style-type: none"> • Invasora • Transformadora • Peste • Plaga

Figura 4: Términos relacionados con especies invasoras. (Vilá et al, 2008)

1.1.1 Marco histórico

A lo largo de la historia se han podido registrar numerosos picos de invasión producidas por especies vegetales alóctonas a nivel nacional, produciendo graves problemas a nivel ecológico y como consecuencia un impacto económico para devolver el equilibrio al lugar afectado. Las EEI son consideradas como la segunda causa de pérdida de la biodiversidad a nivel mundial (Matthews, 2005), justo después de la destrucción de los hábitats por causas antropológicas. La propagación y dispersión de estas especies está reconocida como una de las peores amenazas para el bienestar biológico, pudiendo llegar incluso a transformar la estructura de algunos de los ecosistemas invadidos (Williamson, 2006), afectando a las especies nativas que los habitan, restringiendo la distribución de estas e incluso excluyéndolas del hábitat, ya que pueden competir directa o indirectamente por los recursos y nutrientes presentes en el hábitat. (Matthews, 2005), generando de esta manera situaciones que tienen efectos negativos sobre las actividades económicas y la salud humana, generando también un importante impacto cultural.

Solamente en España existen más de 80 especies vegetales invasoras (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013) que compiten con especies autóctonas y ponen en serio peligro los hábitats, como puede ser el alga asiática (*Rugulopteryx okamurae*) documentada en las playas gaditanas, los jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*), invasora presente en las Rías Baixas gallegas y teniendo un carácter invasor muy agresivo, representando una seria amenaza para el ecosistema. Otras especies que representan graves problemas son la mimosa (*Acacia dealbata*), la ñaña de gato (*Caprobrutus edulis*) o el famoso rabo de gato (*Pennisetum setaceum*), especies de las cuales algunas de ellas siguen vendiéndose a día de hoy en los viveros del país por su carácter ornamental en los parques y jardines de todo el país (Bayón & Vilá, 2019)) y cuya distribución no está regulada por ninguna normativa nacional y haciendo caso omiso a la normativa existente por parte de la Comisión Europea.

Algunos ejemplos de los casos más mediáticos sobre las invasiones biológicas en el territorio español podemos encontrarlos en el libro Invasiones Biológicas (Vilá et al, 2008), como por ejemplo la invasión de *Caulerpa taxifolia* en el año 1990 y cuya dispersión tuvo un gran impacto en la costa mediterránea. A pesar de que se desconocen los datos cartográficos de su impacto a nivel nacional, en Francia llegaba a recubrir más de 8.000 hectáreas para el año 2005, siendo que el mayor tamaño se alcanza en verano en los hábitats de posidonia (Cecherelli & Cinelli, 1998), aunque posee un gran potencial colonizador y es capaz de cambiar la estructura y densidad de las praderas de *Posidonia oceánica* de forma casi permanente (Molenaar, Meinesz, & Thibaut, 2009). Cabe destacar que otras especies de *Caulerpa*, en este caso la *Caulerpa racemosa*, posee un potencial invasor incluso mayor a la de su congénere debido a su alta capacidad y velocidad de dispersión y a la profundidad a la que se desarrollan (de 0 a 65 metros) debido a las dificultades mecánicas y económicas que supone la eliminación de esta alga a profundidades mayores a 30 metros.

Otro importante ejemplo es la hierba de la Pampa o el carrizo de la Pampa (*Cortaderia selloana*), es una planta que se ha convertido en planta invasora en muchos países debido a su comercialización como planta ornamental y que posee efectos negativos en especies nativas como la disminución de la concentración del nitrógeno en suelo y provoca la ralentización de la sucesión natural de la vegetación, dañando así la dinámica poblacional natural de la Cornisa Cantábrica.

Otras especies que se encuentran dentro de este estudio que cuyo impacto en el medio natural a nivel nacional son las leguminosas pertenecientes a la subfamilia de las mimosas (*Mimosoidae*), especialmente las especies

Acacia dealbata (mimosa) y la *Acacia melanoxylon* (acacia negra). En el caso de la *A. dealbata* se reconoce como una de las peores plantas invasoras en los ecosistemas terrestres de la Península Ibérica, estando naturalizada en una gran parte de esta, teniendo un mayor impacto en Galicia. Esta especie obstaculiza la regeneración de la vegetación natural afectada, principalmente debido a su facilidad para germinar y rebrotar fácilmente después de los incendios (pirófito), así como a su rápido desarrollo (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013), siendo además responsable de la alteración de los ciclos biogeoquímicos (ciclos de nitrógeno). Cuando se habla de su eliminación, podemos estimar un gasto de aproximadamente 13.000€ por hectárea (Montero Calvo, Schaad, Gutiérrez Esteban, & Fernández Santos, 2018) teniendo en cuenta los datos estimados para Extremadura.

Una de las incorporaciones más recientes a la larga lista del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras es la especie *Rugulopteryx okamurae*, una especie de alga parda que se documentó por primera vez en 2017 en la provincia de Cádiz, donde a día de hoy existe un gasto económico público de 262.000 euros para gastos extraordinarios de limpieza y eliminación de las algas que aparecen en las costas de Tarifa, Barbate, Algeciras y La Línea de la Concepción, donde han sido acumuladas más de 65 toneladas (El Estrecho Digital, 2023). Tal es el impacto de esta especie que en 2022 se ha implementado la Estrategia de Control del Alga *Rugulopteryx okamurae* en España (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022), donde se especifica que el impacto económico en el sector pesquero y para la gestión de los arribazones en las playas en 2019 es de 1,2 millones de euros para un periodo de nueve meses en la costa andaluza.

Cabe destacar, además, que la dispersión de estas especies se ve favorecida en zonas que se encuentran ya perturbadas y que, por tanto, es más recurrente en áreas costeras y urbanizadas. Se entiende por zona degradadas como aquellas que han perdido especies nativas, por lo que son más propensas a la invasión y por un mayor número de especies invasoras. Coinciden, además, con las zonas que reciben una mayor cantidad de propágulos con una mayor frecuencia, lo que se traduce a un mayor flujo de personas o transportes en la zona.

Un claro ejemplo de esta situación son las zonas costeras o infraestructuras de importación marítima, como lo es el Canal de Suez. Este fenómeno propicia la introducción de numerosas especies desde una región a otra a través del *fouling* o incrustamiento, que se caracteriza por la incrustación de organismos potencialmente invasores en las superficies sumergidas de las embarcaciones. Si contrastamos esta situación con la que se puede observar en las regiones montañosas, podemos encontrar una marcada variabilidad, dado que las especies invasoras raramente alcanzan tales altitudes debido a las limitadas capacidades de dispersión en estas áreas.

A nivel de biodiversidad, España es uno de los 36 *hotspots*² de biodiversidad del mundo, lo que representa un 2,5% de la superficie terrestre (Conservation International Foundation, s.f.), 25 de los cuales se encuentran especialmente protegidos y dentro de los cuales entra la Península Ibérica, considerándose uno de los países con mayor biodiversidad de la Unión Europea (Convention on Biological Diversity) gracias a su variada diversidad geográfica, abarcando cuatro regiones biogeográficas (Mediterránea, Atlántica, Alpina y Macaronesia) compuesta por hábitats que han favorecido el desarrollo de una gran variedad de tipos de vegetación.

España posee el mayor número de plantas vasculares, aproximadamente 9.000 especies, entre los países europeos y mediterráneos. Además, presenta una tasa de endemismo que oscila entre el 20% y 25%, siendo, como ya se comentaba anteriormente, las zonas montañosas las regiones con mayor tasa de endemia. En términos de amenazas, podemos encontrar que el 15% de estas se encuentran en peligro de extinción por diversas causas, siendo las invasiones biológicas una de ellas.

² Hotspots de biodiversidad o puntos críticos de biodiversidad son áreas particularmente ricas en especies, especies raras, amenazadas o una combinación de las anteriores (Reid, 1998)

Puntos calientes de la biodiversidad



América

- 1 Región floral de California
- 2 Bosques madreños de pino-encina
- 3 Llanuras costeras de Norteamérica
- 4 Mesoamérica
- 5 Islas del Caribe
- 6 Tumbes-Chocó-Magdalena
- 7 Andes tropicales
- 8 Cerrado
- 9 Bosque Atlántico
- 10 Bosques templados lluviosos Chile

África

- 1 Bosques guineanos de África occidental
- 2 Reg. afromontana oriental
- 3 Cuerno de África
- 4 Madagascar e islas del Índico
- 5 Bosques costeros África oriental
- 6 Maputolandia-Pondolandia-Albania
- 7 Región floral del Cabo
- 8 Karoo suculento

Eurasia

- 1 Cuenca del Mediterráneo
- 2 Cáucaso
- 3 Irano-Anatolia
- 4 Montañas de Asia central
- 5 Himalaya
- 6 Japón
- 7 Ghats occidentales y Sri Lanka
- 8 Indo-Burma
- 9 Filipinas
- 10 Sondolandia
- 11 Wallacea

Oceanía

- 1 Polinesia-Micronesia
- 2 Islas Melanésicas del Este
- 3 Australia suroccidental
- 4 Bosques de Australia oriental
- 5 Nueva Caledonia
- 6 Nueva Zelanda

Figura 5: Localización de los hotspots a nivel mundial (Rejón, 2021)

1.2 Especies invasoras seleccionadas para el estudio

Para poder entender mejor el funcionamiento de las especies citadas en este apartado, que se enfocará en la definición de las distintas tipologías de biomasa, así como de las especies exóticas invasoras (EEI) seleccionadas para su análisis. Además, se llevará a cabo una breve clasificación de estas especies con base en las categorías previamente establecidas. Este enfoque permitirá una exploración más precisa de las interacciones entre las EEI y su entorno, contribuyendo de esta manera al desarrollo de un conocimiento más completo y al manejo efectivo de las invasiones biológicas.

Tal y como se describe anteriormente y de acuerdo con la revista *Innovaciencia*, Biomasa residual vegetal: tecnologías de transformación y estado actual (Patiño Martínez, 2014), la biomasa se describe como “todo material de origen biológico, excluyendo aquellos que han sido englobados en formaciones geológicas sufriendo un proceso de mineralización”, pudiendo ser convertida en diversos tipos de energía. Sin embargo, este es un método de transformación de biomasa más tradicional que a los que se pretende enfocar el presente documento.

A continuación, se definen las diferentes tipologías de biomasa vegetal existentes en entornos industriales:

- **Forestal o de bosques**

Cuando se habla de **biomasa forestal** se refiere a la cantidad total de materia orgánica viva o recientemente muerta en un ecosistema forestal. Incluye todos los componentes de los árboles (tallos, ramas, hojas y raíces), así como otros tipos de vegetación, como los arbustos y las plantas del sotobosque³ (Gujarro Guzmán & Pardos Mínguez, 2023).

En resumen, se define como el peso de materia orgánica resultado de la interacción de los procesos fotosintéticos de las plantas y árboles que involucran la luz solar, el dióxido de carbono (CO₂) y el agua y se cuantifica generalmente en toneladas por hectáreas de peso, incluyendo tanto la biomasa aérea como la biomasa radicular, aunque el cálculo de esta es mucho más complejo (de la Riva Fernández, Ibarra, Montorio, & Rodrigues, 2015) y se desestima, ya que la biomasa superficial representa aproximadamente el 80% del total (Montero, Ruiz-Peinado, & Muñoz, 2005). Cabe destacar que existen diferentes técnicas que combinan las principales variables dendrométricas (alturas de los árboles, diámetros de secciones del árbol, diámetros de la copa de los árboles, volumen, masa, etc) que realizan estimaciones muy ajustadas a la realidad.

Este tipo de biomasa es el más explotado con fines energéticos, como la obtención de leña. La biomasa de los bosques posee una alta tasa de fijación de N₂ y CO₂. (Patiño Martínez, 2014)

De las especies seleccionadas para determinar su viabilidad a nivel industrial para las nuevas técnicas de transformación de biomasa residual vegetal son la *Acacia dealbata* (mimosa), *Acacia melanoxylon* (acacia negra) y *Ailanthus altissima* (ailanto), tres especies de árboles de grandes dimensiones cuya producción de materia prima forestal es muy alta en comparación con otras especies del listado seleccionado.

³ *Sotobosque*: capa de vegetación que crece debajo del dosel principal de un bosque. Consiste en plantas más pequeñas, arbustos y vegetación herbácea que prosperan en la sobra proporcionada por árboles más altos. Desempeña un papel importante en el ecosistema general, ya que proporciona hábitat y fuentes de alimento para varias especies animales y contribuye al ciclo de nutrientes y a la retención de humedad del suelo del bosque.

- **Biomasa residual y/o industrial**

Se refiere a la biomasa que surge como un subproducto resultante de procesos industriales que implican la utilización de materia orgánica en diversos sectores. En esencia, se trata de un subproducto orgánico que se genera en las instalaciones industriales y que requiere ser valorizado significativamente para reducir los residuos industriales y, al mismo tiempo, proporcionar una fuente de ingreso económico adicional. Como ejemplos de ello podemos mencionar los proyectos como las “alternativas ambientales para el aprovechamiento de la biomasa residual de palma aceitera (*Elais guineensis*) en procesos industriales y agrícolas” (Vanegas Escudero, 2019) o “Biomasa residual de industria del Cannabis, una alternativa para la obtención de productos de alto valor añadido” (Pérez Aguilar, 2023), donde se aplica la teoría comentada anteriormente.

Dentro de esta clasificación, es posible incluir cualquier subproducto que se obtenga como resultado del procesamiento de la biomasa de las EEI mencionadas en los próximos capítulos de este informe. Esto significa que cualquier derivado orgánico o producto resultante de la transformación de estas especies podría estar considerado dentro de esta categoría. Esta categorización permite, además, explorar nuevas oportunidades para aprovechar de manera sostenible la biomasa de EEI, convirtiendo un problema ambiental en una fuente potencial de recursos y valor añadido.

- **Biomasa residual agrícola y de residuos de poda**

La biomasa de residuos agrarios se refiere a los materiales orgánicos que se generan como subproductos o residuos de las actividades agrícolas. Se incluyen varios tipos de biomasa, como los residuos de los cultivos (como tallos, cáscaras y paja) y otros subproductos agrícolas. Por lo general, estos materiales se derivan de procesos agrícolas como la recolección, la preparación del terreno y el procesamiento.

La biomasa procedente de las explotaciones agrícolas tiene alto potencial para su uso como fuente de energía renovable debido a su alto contenido y disponibilidad de energía, incluida la producción de bioenergía, como biocombustibles y biogás, así como para la producción de productos y materiales de base biológica. La utilización de biomasa de residuos agrícolas puede contribuir a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y a promover prácticas agrícolas sostenibles.

Con el propósito de una orientación más precisa dentro de esta categorización, se delimita su aplicación específica a aquellas identificadas como las empleadas con fines ornamentales, principalmente en lo que concierne a los residuos generados durante las labores de poda y eliminación destinadas al mantenimiento de parques y jardines, como podrían ser la mimosa (*Acacia dealbata*), la uña de león (*Carpobrotus edulis*) o la hierba de la Pampa (*Cortaderia spp.*), entre otras.

La clasificación de la biomasa vegetal se basa en la composición de sus componentes principales, siendo los carbohidratos uno de los grupos más abundantes y fundamentales. Los carbohidratos, compuestos por carbono, hidrógeno y oxígeno, incluyen moléculas como la celulosa, la hemicelulosa y los azúcares simples. Estos componentes son esenciales en la estructura de las plantas y almacenan energía producida a través de la fotosíntesis.

La composición específica de los carbohidratos en la biomasa vegetal puede variar significativamente según la especie de la planta, su etapa de crecimiento y la parte de la planta considerada. Por ejemplo, la madera contiene una alta proporción de celulosa, mientras que las hojas tienden a ser en azúcares simples y hemicelulosa. Esta variabilidad en la composición de carbohidratos es de gran importancia, ya que influye en la utilización de la biomasa vegetal para diversos fines, como la producción de energía, la fabricación de productos químicos y la elaboración de productos alimentarios y forraje.

En resumen, la clasificación de la biomasa vegetal se basa en la composición de sus carbohidratos, lo que tiene implicaciones significativas en su potencial uso y aplicaciones en diferentes industrias y sectores y se puede categorizar en:

- **Biomasa lignocelulosa:** se refiere a la estructura compleja que se encuentra en las paredes celulares de las plantas, compuesta por tres componentes principales: celulosa, hemicelulosa y lignina (Patiño Martínez, 2014). Es el principal componente principal de la pared celular en las plantas, representando la biomasa generada mediante la fotosíntesis, siendo una de las fuentes de carbono renovable más prometedora para la crisis energética actual (Cuervo, Folch, & Quiroz, 2009) y anualmente forma hasta 200.000 millones de toneladas en el mundo (Ragauskas, y otros, 2006), representando así la materia prima más abundante disponible en la Tierra.

La celulosa es un polímero lineal de moléculas de glucosa y es el componente más abundante de la lignocelulosa. Proporciona soporte estructural a la pared celular de la planta.

La hemicelulosa es un polímero ramificado formado por varias moléculas de azúcar. Se hidroliza más fácilmente que la celulosa y se puede convertir en azúcares fermentables, mientras que la lignina es un polímero complejo y rígido que proporciona rigidez a la pared celular de la planta. Es muy resistente a la degradación y puede dificultar la accesibilidad de la celulosa y la hemicelulosa a las enzimas durante el proceso de conversión.

Esta categoría de biomasa, que incluye los residuos agrícolas y de biomasa vegetal, es una materia prima valiosa para la producción de biocombustibles y otros bioproductos debido a su abundancia y naturaleza renovable, pudiendo ser convertida en biocombustible, papel, productos químicos y otros productos industriales. Las plantas ricas en lignocelulosa suelen ser aquellas que poseen una estructura celular más resistente y fibrosa, lo que facilita la extracción y uso de esta biomasa. Los tipos de plantas que se destacan por su alto contenido de lignocelulosa son árboles de madera dura, pastos y cañas, cereales, plantas fibrosas y especies leñosas y arbustivas resistentes.

Algunas de las especies incluidas en este estudio y que son importantes dentro de este grupo es la mimosa (*Acacia dealbata*), acacia negra (*Acacia melanoxylon*), ailanto (*Ailanthus altissima*), y hierba de la Pampa (*Cortaderia spp.*).

- **Biomasa amilácea:** es una biomasa en la que predominan los hidratos de carbono como el almidón y la inulina, siendo los polisacáridos (carbohidratos complejos) de reserva en los vegetales. Se refiere, básicamente, al material vegetal que contiene una alta concentración de almidón, que es un carbohidrato complejo (Universidad Politécnica de Madrid, 2015). El almidón es una forma de almacenamiento de energía en las plantas y se encuentra comúnmente en cultivos como el maíz, el trigo, el arroz o las patatas. Este tipo de biomasa puede utilizarse como materia prima en diversas aplicaciones, como la producción de biocombustibles, los bioplásticos y el procesamiento de alimentos. Es un recurso valioso para la energía renovable y la fabricación sostenible.

La biomasa amilácea se puede convertir en biocombustibles mediante procesos como la fermentación o la hidrólisis enzimática, lo que puede contribuir a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y la dependencia de los combustibles fósiles. Junto con la biomasa azucarada es la más empleada para la producción de bioetanol a escala industrial (de la Torre, 2012) y que se encuentran ampliamente ligadas al mercado alimentario.

- **Biomasa azucarada:** en este grupo los hidratos de carbono son azúcares simples (monosacáridos), como la glucosa o fructosa, o disacáridos como la sacarosa (Patiño Martínez, 2014). Esta biomasa se encuentra en plantas y cultivos que acumulan azúcares en sus tejidos como fuente de energía y almacén de carbono.

Ejemplos de biomasa azucarada incluyen la caña de azúcar y la remolacha, que son conocidas por su alto contenido de sacarosa.

La biomasa azucarada es de gran interés en la producción de biocombustibles y productos químicos renovables, ya que los azúcares pueden ser fermentados para producir etanol u otros biocombustibles, así como para sintetizar una variedad de productos químicos industriales y bioplásticos. Esta biomasa también desempeña un papel importante en la industria alimentaria, donde se utiliza para la producción de azúcar y otros edulcorantes.

- **Biomasa oleaginosa:** se centra específicamente en la biomasa que posee un alto contenido en aceites o lípidos (Arauzo et al, 2014). Algunos ejemplos de esta biomasa son el aceite de girasol, de colza o subproductos de la industria olivarera o el aceite de palma. Estos aceites son principalmente utilizados en la producción de biocombustibles como el biodiésel.
- **Biomasa energética:** incluye diversos materiales de origen biológico que no tienen la posibilidad de ser empleados con fines alimenticios, representando actualmente el 14% de las necesidades energéticas mundiales, aunque en países más industrializados este porcentaje baja al 3% debido a la competición con los combustibles fósiles (Patiño Martínez, 2014), a excepción de países nórdicos, donde la producción de calor en centrales avanzadas para la calefacción depende de este tipo de biomasa.

De forma general, esta biomasa puede provenir de una variedad de fuentes, como cultivos energéticos, residuos agrícolas y forestales, así como desechos orgánicos urbanos, algas y otros materiales biológicos.

La biomasa energética se convierte en energía mediante diversos procesos, como la combustión directa, la gasificación, la fermentación y la producción de biogás, que se definen más adelante en el apartado **2.2 Tecnologías clásicas disponibles para la transformación de la biomasa vegetal**. Puede utilizarse en aplicaciones residenciales, industriales y de transporte, y se considera una fuente de energía renovable porque la materia orgánica utilizada se puede regenerar a través del crecimiento de cultivos o la recolección continua de residuos orgánicos.

Esta forma de biomasa desempeña un papel importante en la transición hacia una matriz energética más sostenible y en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, ya que, en muchos casos, la biomasa energética puede ser una alternativa más limpia y respetuosa con el medio ambiente en comparación con los combustibles fósiles tradicionales.

Actualmente, el 90% del consumo energético derivado de la biomasa se registra en países en vías de desarrollo, siendo que en algunas de las economías más precarias del planeta, la biomasa representa una proporción entre el 80% y 90% de su consumo energético total, cubriendo las necesidades energéticas para el uso doméstico de unas 2.000 millones de personas y de numerosas industrias tradicionales y agrícolas como la fabricación de pan, el sector textil, el secado del tabaco, entre otros (Universidad Mariana, 2015).

Si bien se podríamos categorizar la biomasa oleogénica dentro de las biomásas energéticas, ya que ambas pueden utilizarse para la producción de energía, la biomasa energética es un término más amplio que abarca una variedad de materiales orgánicos, mientras que la biomasa oleogénica se centra en la biomasa rica en aceites específicamente destinados a la producción de biocombustibles.

Es importante tener en cuenta que la clasificación de las especies en las diferentes categorías de biomasa puede variar según las características y composición de cada planta. Además, es necesario realizar evaluaciones y estudios específicos para determinar el potencial y la viabilidad de utilización de cada especie en la producción de biomasa en diferentes contextos y aplicaciones.

1.2.1 Invasoras terrestres

- **Mimosa** (*Acacia dealbata*)



Figura 6: Ficha *Acacia dealbata*.

La mimosa (*Acacia dealbata*) es una especie de árbol perennifolio perteneciente a la familia de las leguminosas (*Mimosaceae*) procedente del sudeste de Australia y Tasmania. La especie se caracteriza por su rápido crecimiento, alcanzando alturas que pueden llegar hasta los 30 m de altura en su región de origen, aunque en España no suele pasar de los 15 (Sanz Elorza *et al.*, 2004). Las acacias se encuentran dentro de uno de los géneros considerados más invasivos entre las diversas plantas invasoras (Le Maitre *et al.*, 2002). Se identifican al menos 32 especies que forman parte de este género y que poseen el potencial de ser invasoras, de las cuales 23 tienen su origen en Australia. En particular, la *Acacia dealbata* sobresale como una de las especies de acacia australiana más invasivas (Richardson & Rejmanek, 2011), generando importantes daños y preocupaciones medioambientales en varias regiones del mundo, incluyendo Sudáfrica, Madagascar, Chile, California y Europa.

Es una planta utilizada para su cultivo en jardinería, siendo la mimosa ornamental más empleada en Europa actualmente, ya que produce racimos de flores de color amarillo brillante, que son muy atractivas para los polinizadores. Además de su uso ornamental, también se ha cultivado para la obtención de goma arábiga, tintes y aceites esenciales. En España se cultiva con bastante frecuencia para jardinería y en menor medida como planta fijadora de taludes en infraestructuras varias como ferrocarriles y carreteras.

La introducción de la especie *A.dealbata* en la Península Ibérica se remonta a la segunda mitad del siglo XIX, aunque la fecha exacta de su llegada no se ha establecido con precisión. Esta especie se destaca por su

capacidad de rebrote y la presencia de semillas con carácter pirófito, lo que facilita su establecimiento después de incendios forestales. Además, *A.dealbata* tiene la capacidad de formar simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno del género *Rhizobium* (Brockwell *et al*, 2005). En la actualidad, esta especie se encuentra ampliamente naturalizada en la región de Galicia y en la Cornisa Cantábrica, donde se distribuye desde altitudes cercanas al nivel del mar hasta los 600 metros. Su presencia en esta región ha tenido un notable impacto en las propiedades del suelo, incluyendo el pH, el contenido de materia orgánica y los niveles de nitrógeno total, amonio y nitrato (González-Muñoz *et al*, 2012).

Actualmente, esta especie se ha convertido en un serio problema en la región noroeste de España (Lorenzo *et al*, 2012). En estas áreas, *A.dealbata* coloniza terrenos agrícolas abandonados, zonas recientemente afectadas por incendios, bordes de carretera y bosques nativos perturbados por actividades humanas (Sanz Elorza *et al*, 2004), lo que representa una amenaza significativa para la flora autóctona (Lorenzo *et al*, 2012). En otros países europeos, *A.dealbata* exhibe una dominancia local en las áreas costeras del Mediterráneo.

Según el estudio realizado por la Universidad de Vigo, la *A.dealbata* no posee un patrón de colonización establecido en la naturaleza, ya que se ve favorecida por las alteraciones ambientales, creciendo en mayor o menor medida dependiendo de los parámetros ambientales estacionales (Lorenzo *et al* P. , 2010). Sin embargo, esta especie también posee un alto potencial de invasión las comunidades sin alteraciones previas en el ecosistema, amenazando seriamente la flora natural del entorno (Rodríguez, González, & Lorenzo, 2014).

Dado que la dispersión de *A.dealbata* resulta muy fructífera en suelos arenosos y empobrecidos de nutrientes, muchas veces es posible encontrarla en suelos abandonados por la agricultura intensiva y aquellos afectados por incendios forestales (Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín, 2009) que puede dar lugar a una elevadísima densidad de cepas y brotes, haciendo un recuento de 40.000 brotes por hectárea gracias a su marcada capacidad de propagación vegetativa, donde se han contabilizado más de 20.000 semillas por m² (Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín, 2009).

El éxito invasivo de *A.dealbata* se atribuye a varios factores, como la producción de semillas longevas estimuladas por los incendios, su rápido crecimiento y regeneración vegetativa, la capacidad de fijar nitrógeno en suelos empobrecidos, eficientes estrategias de dispersión de semillas y la falta de enemigos naturales en la Península Ibérica. Esto ha llevado a graves impactos ambientales en España, incluyendo la disminución de la biodiversidad debido a la alta competencia con las especies nativas y alteración de ciclos biogeoquímicos (Vilá *et al*, 2008). Además, puede provocar cambios en la estructura de los ecosistemas al formar densas colonias, desplazando a las especies nativas y modificando la composición de la vegetación, la alteración de los ciclos de nutrientes debido a la descomposición de sus hojas, que pueden liberar compuestos químicos perjudiciales, efectos sobre la fauna al modificar su hábitat y reducir la disponibilidad de alimento y refugio y por último los cambios en la dinámica del fuego, ya que es una especie altamente inflamable y puede aumentar el riesgo de incendios forestales, alterando la dinámica natural del fuego en el ecosistema (Lorenzo *et al* P. , 2010) (Montero Calvo *et al*, 2018)

A pesar de los esfuerzos de control con métodos como la tala y los herbicidas, su éxito sigue siendo un desafío debido a la necesidad de un seguimiento constante. Alternativas como el descortezamiento y aplicaciones de herbicidas en árboles en pie se están explorando en áreas experimentales, con resultados prometedores, pero se requiere una mayor investigación y aplicación efectiva para abordar este problema invasivo de manera costo-efectiva (Vilá *et al*, 2008)

Además de su alta posibilidad de dispersión, se presenta una interesante cantidad de materia vegetal entre las 158 y 465 toneladas de materia verde por hectárea, a lo que se podría asimilar otras 30-50 toneladas por hectárea adicionales, que incluye el recuento de materia vegetal muerta de tallos secos, restos de hojas, flores y frutos (*litter*). Cabe destacar que aproximadamente un 83% de la materia verde comentada se corresponde con material leñoso (Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín, 2009)

Por otro lado, se ha realizado la estimación de rendimientos y costes por tonelada de la corta manual a matarrasa⁴ que oscila entre los 23,68€/t y los 55,91€/t, siendo el parámetro de variabilidad más evidente la disponibilidad de plántulas por hectárea y pendiente de la parcela.

Parcela	Biomasa Total (t/ha)	Biomasa aprovechada (kg/h)	Coste horario (€/h)	Tiempo corta (€/h)	Coste corta (€/t)
1	411,25	1.110	26,28	0,90	23,68€
2	385,00	880		1,14	29,86€
3	465,00	1.050		0,95	25,03€
4	265,00	520		1,92	50,54€
5	158,00	470		2,13	55,91€

Tabla 1: Coste de corta a matarrasa de las masas estudiadas sin incluir desembosque ni trabajos previos (Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín, 2009)

⁴ Matarrasa: tipo de corta continua de regeneración en monte bajo, que consiste en la extracción total y en una vez de todos los pies que forman el rodal, para dar lugar a un vuelo regular.

- **Acacia negra** (*Acacia melanoxylon*)



Figura 7: Ficha *Acacia melanoxylon*.

La acacia negra, también conocida como mimosa negra (*Acacia melanoxylon*) comparte su origen con la especie anterior (*Acacia dealbata*), procedentes del sudeste de Australia y Tasmania, donde habita en bosques húmedos, aunque tolera un amplio rango de condiciones ambientales, como la baja precipitación, variedad de suelos y escasez de luz, ya que posee una débil dominancia apical que le permite responder rápidamente a los cambios en la dirección de la luz. Si crece en sitios abiertos sin competencia por la luz, desarrolla tallos cortos y una copa amplia con gruesas ramas (Carranza, 2007). Es una especie arbórea perennifolia que alcanza grandes alturas de hasta 40 metros en su ecosistema natal, aunque en España no suele rebasar los 15 metros. Al igual que su pariente, *Acacia melanoxylon* destaca por su rápido crecimiento y su carácter invasivo. Sus flores son de un color amarillo más pálido que *A.dealbata*.

Al igual que la especie de su mismo género, el año exacto de su introducción se desconoce, pero se estima su entrada como planta ornamental y forestal para la producción de madera a finales del siglo XIX o principios del XX (Sanz Elorza et al, 2004) debido a la calidad de su madera para la fabricación de muebles (Harrison, 1975), aunque también se conocen citas donde se ha introducido para la obtención de taninos y fijación de dunas, generalmente en terrenos de poca pendiente. Actualmente se encuentra ampliamente naturalizada en Galicia en altitudes generalmente inferiores a los 500 metros, aunque también es posible encontrarla en Cantabria, donde coloniza el medio natural especialmente tras los incendios forestales (Paiva, 1999) y como subespontánea en Asturias, Salamanca y Girona, por lo que podemos definir una tendencia demográfica expansiva por la Cornisa Cantábrica. Presente además en Tenerife (Rodríguez y García 2022) y en el islote de La Graciosa (Ojeda, 2013). Se calcula que en la actualidad coloniza el 33% de su distribución potencial en la

España Peninsular teniendo en cuenta la idoneidad de las condiciones climáticas (Sanz Elorza et al, 2004) (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013), aunque puede aparecer de forma espontánea en la práctica totalidad del territorio.

La invasión de esta especie es problemática en varios espacios naturales en nuestro país, concretamente en bosques de ribera del Noroeste peninsular (Álvarez Bermudez & Abilleira González, 2015), donde compite con la vegetación autóctona, fragmentando la continuidad de los hábitats naturales. Posee la capacidad de crecimiento en variados tipos de suelos, incluido arenas, arcillas y suelos contaminados con metales pesados (Boland et al, 2006), aunque en comparación con *A.dealbata* requiere suelos de mediana a alta fertilidad (Boland et al., 1984). Cabe destacar también su elevada producción de semillas con altas tasas de germinación y que se mantienen viables durante largos períodos de tiempo (Aran et al, 2017), además de su capacidad de rebrote mediante estolones, garantizando así la reproducción vegetativa de la especie (Weber, 2003), características biológicas que hacen de la *Acacia melanoxylon* una especie muy competitiva en el medio natural en el que se introduce.

En 2018 se dictamina por el Comité Científico la inclusión de la *Acacia melanoxylon* dentro del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras que se regula por el R.D. 630/2013, del 2 de agosto debido al alto riesgo de invasión de esta especie a consecuencia de sus características biológicas y ecológicas, recomendando también la inclusión de acciones de prevención de su introducción (Comité Científico de Flora y Fauna Silvestres, 2018) y considerando la especie como transformadora del medio por los importantes impactos de la especie, de los cuales podemos destacar la **actividad alelopática de los restos vegetales** acumulados en el suelo, cuya acumulación impide la germinación y desarrollo de especies autóctonas (Hussain et al, 2011), la **alteración del balance hídrico de los suelos** en los que se desarrolla debido a su elevado consumo de agua, lo que le otorga una alta competencia por este recurso en el medio natural (Jiménez et al, 2010), el rápido crecimiento y densidad de las poblaciones naturalizadas y la capacidad de la especie por colonizar espacios abiertos, extendiéndose hacia áreas limítrofes con vegetación autóctona como robledales, pinares y bosques de ribera (Lorenzo et al P. , 2010).

Una vez implantada y naturalizada la especie, su erradicación se vuelve complicada debido a su alta capacidad reproductiva (sexual y asexual), lo que implica un manejo costoso y complejo, con impactos económicos a nivel nacional, regional e incluso local (Weber, 2003), aunque dichos impactos no siempre son negativos, ya que su madera es ampliamente utilizada en ebanistería, así como para la elaboración de suelos laminados, revestimientos, chapas, entre otros. Es una madera que presenta una densidad normal muy alta (600 kg/m^3) (Igartúa, 2013) y muestra resultados realmente prometedores en cuanto a su crecimiento, lo que posibilita obtener beneficios económicos en una etapa temprana, generalmente entre los 8 y 12 años en el caso de la producción de pulpa y taninos (Pinilla Suárez et al, 2006).

Se han llevado a cabo investigaciones que han analizado la regularidad del crecimiento, la biomasa y la productividad de *Acacia melanoxylon* en ejemplares de hasta 9 años. Los resultados muestran que, como era de esperar, la mayor proporción de biomasa corresponde al tallo, representando el 58,18% del total, seguido de las ramas, las raíces, la corteza y las hojas. En términos de biomasa y productividad totales, se registraron 173,32 toneladas por hectárea cuadrada para los tallos y de 19,26 toneladas del resto de piezas desbrozadas por ha^2 (De-sheng, 2010).

- **Ailanto** (*Ailanthus altissima*)



Figura 8: Ficha *Ailanthus altissima*.

El ailanto (*Ailanthus altissima*), también conocido como el árbol del cielo o zumaque falso, es una especie invasora en nuestro país, pero su rápida tasa de crecimiento (hasta 25 metros de altura) y su capacidad de colonizar áreas degradadas la convierten en una opción interesante para la producción de biomasa. Esta especie arbórea de hoja caduca es originaria de China, donde se realiza su cultivo para la alimentación de una especie de gusano de seda (*Samia Cynthia*) (Sanz Elorza et al, 2004) y es muy conocida por su tolerancia a la sequía, los suelos empobrecidos en nutrientes y la contaminación (Nava, 2014), por lo que puede cultivarse en ubicaciones consideradas difíciles para otras especies utilizadas con los mismos fines. Es considerada una especie pionera agresiva, con un crecimiento juvenil rápido y una abundante producción de semillas. Además, posee una alta capacidad de regeneración una vez que se establece (Nava, 2014), por lo que es muy difícil de eliminar una vez establecido, persistiendo incluso después de la tala, quema o tratamiento con herbicidas (Sanz Elorza et al, 2004). Puede llegar a tener una longevidad de 40 a 50 años.

Esta especie fue introducida en Europa en el año 1751, cuando se plantó por primera vez en Inglaterra. En el contexto español, los registros históricos muestran que esta especie comenzó a naturalizarse en el país a principios del siglo XIX. Un ejemplo de esta presencia temprana se encuentra en la edición de 1818 de la “Agricultura General” de Alonso de Herrera, donde ya se mencionaba la presencia de esta especie en el territorio español y que fue introducido como una especie ornamental (Brooks et al, 2021). Esta introducción y adaptación de la especie a diferentes regiones a lo largo de la historia ha contribuido a su dispersión y desarrollo en varios continentes (Sanz Elorza et al, 2004). Hay aproximadamente 7.000 semillas por kilo y es considerado un factor alérgico en España (Martí-Garrido, 2020)

Es una de las especies exóticas invasoras más extendidas a escala global. En España se encuentra naturalizado en prácticamente todas las zonas no muy frías de la Península, generalmente ocupando espacios como cunetas, taludes, áreas periurbanas, escombreras, jardines abandonados, riberas degradadas, entre otros (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013). Se puede afirmar que su distribución está asociada a entornos modificados por actividades humanas, donde las concentraciones de metales pesados en el suelo pueden ser tóxicos para otras plantas. En el Parque Nacional de Sierra Nevada entra en contacto con formaciones de *Quercus pyrenaica* bien conservada (Sanz Elorza et al, 2004). La contaminación de los suelos podría ser producida tanto por acciones antrópicas físicas (deforestación, ganadería o circulación de vehículos) como químicas (plaguicidas, fertilizantes, fluidos de diversa procedencia) (Gulan et al, 2017). Así la degradación del suelo está intensamente relacionada por parte de diferentes actividades antrópicas

Esta especie se ha asociado con una menor riqueza de especies y diversidad de plantas nativas, reduciendo también la proporción de sotobosque leñoso nativo establecido, aunque cabe recalcar que esta especie no perjudica la diversidad y natividad del banco de semillas no está influenciada por la invasión de *A. altissima* (Brooks et al, 2021). La diversidad de leñosas no nativas también aumentan con la presencia de esta especie. Esta especie causa una alteración evidente en la comunidad de bacterias que habita en el suelo, resultando en la reducción de las tasas de liberación de nutrientes en el suelo.

Tras las investigaciones realizadas sobre esta especie, se ha determinado que *Ailanthus altissima* tiene la capacidad de acumular en sus tejidos vegetales diversos elementos tóxicos para otros organismos, lo que conocemos como bioacumulación, por lo que puede ser utilizada como fitorremediadora en ambientes perturbados, ya que posee la capacidad de acumular varios compuestos en su parte aérea, incluyendo metales pesados como plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu), zinc (Zn) y cromo (Cr), además de manganeso (Mn) y níquel (Ni) (Corral Ribera, 2022).

Como se ha comentado anteriormente, el control de esta especie es muy complicada y se considera prácticamente imposible erradicarla, por lo que las primeras intervenciones se realizan de forma mecánica (Sanz Elorza et al, 2004) al menos seis años antes de la recolección de la madera (Rebeck & Jolliff, 2018), aunque actualmente se están desarrollando nuevos métodos de control, como los ácaros fitoseidos como control biológico del ailanto (Toldi, 2022). A diferencia de la alta producción de materia de las especies mencionadas anteriormente, el ailanto produce aproximadamente 40 toneladas por hectárea y año (Wickert et al, 2017)

Edad funcional	Principio activo	Tipo de aplicación	Fecha de aplicación
Adultos $\phi > 10$ cm	Glifosato (36%)	Tala y aplicación de herbicida puro, bien mediante inyección oblicua y posterior sellado, o bien mediante pincelado. Dos tratamientos	1ª: primavera (marzo-mayo) 2ª: verano-principios de otoño (agosto-octubre)
	Triclopir (24%)	Tala y aplicación de herbicida puro al tocón, con pulverizado y posterior aplicación de aceite vegetal	1ª: primavera (marzo-mayo) 2ª: agosto-septiembre si necesario
Adultos $3 < \phi < 10$ cm	Glifosato (36%)	Aplicación basal tras realizar incisiones	1ª: primavera (marzo-mayo) 2ª: agosto-septiembre
	Triclopir (24%)	Anillado en los primeros 30 cm, pulverización alrededor del perímetro con herbicida puro en el tronco y posterior aplicación de aceite vegetal	1ª: primavera (marzo-mayo) 2ª: agosto-septiembre si necesario
Plántulas e individuos jóvenes $\phi < 2-3$ cm	-	Extraer manualmente con la totalidad del sistema radical	octubre-diciembre

Figura 9: Resumen de los métodos fisicoquímicos recomendados por el control de la invasión de la *Acacia dealbata* en Extremadura (ϕ representa el diámetro del tocón). (Junta de Extremadura, 2020)

Espacios protegidos y/o de interés		Área de ocupación	Superficie invadida (m ²)
Espacios naturales con figura de protección	Zonas de Especial Conservación	Badajoz	4522,10
		Cáceres	1466,30
		Extremadura	5988,40
	Zonas de Especial Protección para las Aves	Badajoz	3580,40
		Cáceres	754,00
		Extremadura	4334,40
	Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura	ZIR Sierra de San Pedro	115,00
Reservas de la Biosfera	Monfragüe	70,90	
Hábitats de Interés Comunitario	Hábitats de Interés Comunitario	Badajoz	26574,52
		Cáceres	10701,04
		Extremadura	37275,56

Figura 10: Superficie invadida por rodales de *Ailanthus altissima* en espacios protegidos o de interés en Extremadura. (Junta de Extremadura, 2020)

- **Helecho de agua** (*Azolla filiculoides*)



Figura 11: Ficha *Azolla filiculoides*.

El helecho de agua (*Azolla filiculoides*) es una especie de pequeñas pteridófitas acuáticas originarios de América del Sur se han propagado por todo el mundo, como China, Japón, Australia entre otros, principalmente debido a la actividad humana (Sanz Elorza et al, 2004), ya que es ampliamente utilizado en acuariofilia. Colonizan humedales y sistemas lacustres de agua dulce, llegando a crear poblaciones bien establecidas flotando en aguas tranquilas, dulces y con buena cantidad de nutrientes (Calle & Gómez, s.f.). El tamaño de los tallos puede alcanzar los 15 cm de longitud y se dividen dicotómicamente, cubiertos en su totalidad de hojas papilosas de 1 a 2 milímetros. Respecto a sus raíces son numerosas, de hasta 6 cm de longitud y no se fijan en el sustrato (LIFE INVASEP, s.f.). En España, en tan solo cincuenta años, han aparecido en diversas regiones, incluyendo Extremadura, Andalucía, Castilla y León y Castilla – La Mancha, tanto en aguas naturales como en áreas húmedas artificiales. Se ha observado su aparición en arrozales de Aragón y Cataluña, posiblemente debido a la propagación de malas hierbas agrícolas, que podría estar relacionado con la contaminación de las semillas de arroz con esporas. Estas plantas se reproducen de manera rápida tanto sexualmente como vegetativamente, formando densos tapetes en sistemas acuáticos eutrofizados, lo cual finalmente compite con la flora nativa, crea un ambiente con falta de oxígeno y afecta negativamente a otros organismos acuáticos (Sanz Elorza et al, 2004), ya que pueden provocar cambios dramáticos en las relaciones tróficas del conjunto de los ecosistemas. Además, su acumulación puede causar problemas en infraestructuras y actividades como la pesca y la navegación (CABI, 2022).

Azolla filiculoides se ha estudiado por su potencial en la fitorremediación y biodegradación de contaminantes como el fenantreno (Taylan & Müge, 2022). Se ha descubierto que la exposición al fenantreno puede reducir

el crecimiento de *A. filiculoides* y afectar su actividad fotosintética y su biosíntesis (Carmelina et al, 2019). Sin embargo, *el helecho de agua* ha demostrado un alto nivel de tolerancia y un potencial fitorremediador efectivo para concentraciones de fenantreno inferiores a 10 mg/L (Bijoy et al, 2021). Además, se ha descubierto que *A. filiculoides* es un buen acumulador de cadmio, con la capacidad de trasladar este metal pesado a su parte aérea (Taylan et al, 2016). En cuanto a la licuefacción hidrotérmica, se ha demostrado que *A. filiculoides* produce bioaceite y biorresiduos, y diferentes disolventes afectan a la distribución de estos productos (Teimour, 2018). Además, *A. filiculoides* ha demostrado su capacidad de tolerar y degradar el petróleo crudo, lo que lo convierte en un candidato prometedor para la fitorremediación de los recursos hídricos contaminados por hidrocarburos del petróleo. Por último, se ha demostrado que la aplicación de abono del helecho de agua mejora el crecimiento y el rendimiento del arroz, especialmente en condiciones de déficit hídrico.

Se ha documentado que *Azolla filiculoides* tiene un impacto negativo sobre los ecosistemas acuáticos, degenerando la calidad del agua, la vegetación acuática y el crecimiento de las larvas de anfibios. Forma capas densas sobre la superficie del agua, lo que provoca una disminución del pH y la concentración de oxígeno, además de un aumento de los nutrientes y los compuestos de nitrógeno y fósforo en el agua (Pinero - Rodríguez, 2021). La presencia de esta especie también reduce la abundancia y riqueza de macrófitas, aumenta la abundancia de fitoplancton y altera la composición de zooplancton (Ikram M et al, 2021). En cuanto al desarrollo de los anfibios, la presencia de *A. filiculoides* afecta negativamente a la supervivencia y al estado corporal de los renacuajos (Mysliwy & Szlauer-Lukaszewsk, 2017). Se ha observado que el helecho de agua pasa el invierno con éxito y se propaga en ciertas áreas, lo que puede acelerar su invasión (Pratt et al, 2022). La reproducción clonal mediante la fragmentación de los brotes es un factor clave que contribuye al éxito invasivo de *A. filiculoides*.



Figura 12: Invasión de *Azolla filiculoides* en el río Ardila, en el municipio de Fregenal de la Sierra (Delgado, 2016)

Las colonizaciones de *Azolla filiculoides* no es una problemática que solo causa grandes problemas ambientales, si no también pérdidas económicas millonarias en las diferentes regiones a través del mundo. Para controlar la propagación de *Azolla filiculoides* en el medio natural, se emplean principalmente métodos mecánicos, que implican la eliminación manual de las alfombras de helecho de agua desde tierra o embarcaciones. Sin embargo, en casos de invasiones severas, la efectividad de estos métodos es cuestionable.

En el caso de los arrozales, es posible recurrir al uso de herbicidas, aunque es desaconsejable el empleo de herbicidas totales como el glifosato en ambientes frágiles como los humedales (Sanz Elorza et al, 2004).

En Sudáfrica, la presencia de esta especie ha provocado grandes pérdidas económicas en varias regiones, donde las gruesas capas de *A. filiculoides* sobre presas y cuerpos de agua que se mueven lentamente han provocado pérdidas económicas a pequeños usuarios agrícolas, pesqueros, recreativos y municipales. Se estima que la superficie media cubierta por el helecho de agua era de 2,17 ha, con una tasa de expansión de 1,33 ha por año (McConnachie et al, 2003). Su temperatura óptima de crecimiento es de 20-22°C, parando su crecimiento por debajo de los 7°C y por encima de los 42°C. Su crecimiento se ve limitado por la concentración de fósforo presente en el agua, siendo que cuando está presente en el agua el crecimiento es muy rápido. Su producción se encuentra entre 12 y 120 grC/m² de biomasa (Sanz Elorza et al, 2004). En otros estudios se ha determinado que la productividad de *Azolla* puede llegar a producir 24 gramos de materia seca por m² al día, con una tasa de crecimiento diaria del 15% en condiciones óptimas, lo cual significa que podría duplicar su masa en tan solo 6 días. Los colchones formados por esta especie pueden ser muy densos, alcanzando hasta 20 cm de espesor (Grupo de Investigaciones del Agua, 2015). Debemos de tener en cuenta que 100 gramos de biomasa fresca se corresponden con 7,95 g de biomasa seca.

Se ha probado con éxito el uso del coleóptero *Stenopelmus rufinusus* como agente de biocontrol. Para verlo con un claro ejemplo, en Gran Bretaña, se estima que los costes de la gestión de esta especie oscilan entre los 8,4 y 16,9 millones de libras esterlinas al año en ausencia de biocontrol. Sin embargo, con la presencia del picudo *S. rufinusus* como agente de control, redujo los costes de gestión entre 0,8 y 1,6 millones de libras anuales (Pratt et al, 2022). Cabe destacar también que la introducción involuntaria del coleóptero en Sudáfrica, supuso un ahorro de costes de 589 dólares por hectárea y año, siendo el valor neto actual del programa de control biológico de 206 millones de dólares para el conjunto del país (McConnachie et al A. J., 2004)



Figura 13: *Stenopelmus rufinusus* (CABI, 2022)

- **Uña de león** (*Carpobrotus edulis*)



Figura 14: Ficha *Carpobrotus edulis*.

Carpobrotus edulis, una especie vegetal invasora procedente de Sudáfrica (El Cabo), cuya introducción en España es desconocida con exactitud, aunque se estima en el siglo XIX. La primera cita de la especie en nuestro país data del año 1900, más concretamente en Galicia (Sanz Elorza et al, 2004).

La introducción de la uña de león con fines ornamentales ha tenido importantes consecuencias ecológicas en los ecosistemas invadidos. Se ha descubierto que altera la composición y estructura de las comunidades de herbívoros, provocando cambios en las interacciones planta-herbívoro y un aumento de la abundancia de herbívoros (Rodríguez & Cordero-Rivera, Impacts of the invasive plant *Carpobrotus edulis* on herbivore communities on the Iberian Peninsula, 2021). Además, se ha demostrado que el *Carpobrotus edulis* tiene efectos en las propiedades del suelo, como el pH y la disponibilidad de nutrientes, debido a su necromasa⁵ y a las diferencias en la composición química en comparación con la vegetación nativa (Vieites Blanco, 2018). La introducción de *Carpobrotus edulis* también ha afectado a las comunidades bacterianas del suelo, aumentando su diversidad y cambiando su composición, especialmente en las zonas urbanas (Ali Lassoued, 2021). Además, *Carpobrotus edulis* ha demostrado su potencial como fotoprotector tóxico debido a su alto contenido en polifenoles (Novoa, 2020). En general, la introducción de *Carpobrotus edulis* en España ha tenido efectos de amplio alcance en los ecosistemas, las comunidades de herbívoros, las propiedades del suelo y las comunidades bacterianas. Además de lo comentado, altera la composición y abundancia de los invertebrados herbívoros, lo que provoca cambios en las interacciones planta-herbívoro y aumenta la abundancia de herbívoros en las áreas invadidas (Rodríguez et al , 2021) (Rodriguez et al, 2020).

⁵ Necromasa: materia orgánica muerta de un organismo o sistema, expresada en peso.

Conociendo estos datos, es necesario recalcar que *C.edulis* en su distribución no nativa, reduce la abundancia y altera la composición de las comunidades de invertebrados, lo que afecta particularmente a ciertos grupos tróficos (Núñez-González, Rodríguez, & González, 2021), así como al ciclo de nutrientes y el funcionamiento del suelo debido a la alteración de la estructura del suelo y la actividad de las comunidades microbianas (Vieites-Blanco & González-Prieto, 2018).

La presencia de *C. edulis* también provoca un aumento de las flores dañadas por los caracoles nativos, lo que podría actuar como un agente de control biológico natural, aunque en la actualidad es objeto de varios estudios sobre el control biológico. En un estudio se evaluó el uso potencial del hongo *Sclerotinia sclerotiorum* (Figura 16) y del insecto *Pulvinariella mesembryanthem* (Figura 17) como agentes de biocontrol, donde los resultados mostraron que el insecto tenía un mayor impacto en el rendimiento de la planta, al disminuir el crecimiento y aumentar la mortalidad y la susceptibilidad al estrés (Lazzaro et al, 2023), mientras que otro estudio demostró que el control mecánico combinado con el ataque de *P.mesembryanthem*, reduce eficazmente la actividad fisiológica de *C.edulis* e impide su reenraizamiento, por lo que provoca la muerte de la planta (Núñez-González, Rodríguez, & González, 2021). Además de esto, la inoculación directa del insecto podría mejorar aún más las estrategias de control de la uña de gato en los ecosistemas costeros (Parker, 2008)



Figura 15: *Sclerotinia sclerotiorum* (Namesny)



Figura 16: *Pulvinariella mesembryanthem* (iNaturalist)



Figura 17: Invasión de *Carpobrotus edulis* en dunas protegidas (Greenteach, 2021)

Actualmente, el método principal para controlar y erradicar *Carpobrotus edulis* es la retirada manual de las plantas en las áreas invadidas, seguida de la reintroducción de especies nativas. Sin embargo, el control mecánico de la uña de gato puede poseer efectos adversos indirectos, ya que puede aumentar la probabilidad de que se propaguen nuevos propágulos (Vieites-Blanco & González-Prieto, 2018) La prevención se basa en mantener una vegetación natural densa y establecida, ya que la especie del enfoque no prospera a la sombra. También se ha utilizado con éxito el herbicida glifosato en invierno, cuando la mayoría de las especies autóctonas se encuentran inactivas. En zonas costeras, se debe evitar su uso tradicional en jardinería y como planta para fijar dunas y taludes debido al riesgo de invasión que conlleva (Sanz Elorza et al, 2004).

En la isla de Menorca, el Consell Insular llevó a cabo un proyecto LIFE en los años 2002-2004 con el fin de controlar y eliminar *Carpobrotus* en el litoral. El objetivo principal de este proyecto era restaurar las condiciones adecuadas para la flora endémica de la región. Durante el proyecto, se realizó una intensa labor de eliminación manual de *Carpobrotus*, logrando retirar un total de 832.148 kg de esta especie invasora, que ocupaba una superficie total de 233.785 metros cuadrados. Esta acción contribuyó significativamente a la recuperación de la vegetación autóctona y el restablecimiento del equilibrio ecológico en el archipiélago (Campos & Herrera, 2009).

- **Hierba de la Pampa** (*Cortaderia selloana*)



Figura 18: Ficha *Cortaderia selloana*.

El género *Cortaderia*, también conocido como hierba o plumero de la Pampa, contiene alrededor de 20 especies nativas de América del Sur, incluyendo en esta categorización la *C. selloana* y la *C. jubata*, las cuales han sido introducidas en diferentes partes del mundo con fines ornamentales debido a sus vistosas inflorescencias, control de la erosión y barrera contra el viento (CABI, 2022) (GISD, 2022), entre otros usos como por ejemplo alimento suplementario para el ganado. Son especies de plantas invasoras con importantes impactos ambientales, propagándose rápidamente causando daños a los ecosistemas y provocando efectos económicos y sociales (Vilà, 2009), como la pérdida de biodiversidad y el desplazamiento de la vegetación autóctona (GISD, 2022) e impiden la regeneración de especies endémicas o nativas (Ojeda Land & Mesa Coello, 2008) Estas especies se han naturalizado y convertido en invasoras problemáticas en Australia, Sudáfrica, Nueva Zelanda, Estados Unidos y Europa debido a su capacidad de adaptación al hábitat, rápido crecimiento y abundante producción de semillas dispersadas por el viento (CABI, 2022). Forman densos rodales⁶ que poseen la capacidad de desplazar a la flora nativa, alterar hábitats, dañar tierras de pastoreo y aumentar el riesgo de incendios, además de que sus inflorescencias podrían provocar alergias estacionales (CABI, 2022) (GISD, 2022). Cabe destacar que en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013) se encuentran contempladas todas las especies de *Cortaderia*, debido a que todas ellas presentan un agresivo carácter invasor, existiendo una “Estrategia de gestión, control y posible erradicación del plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*) y otras especies de *Cortaderia*”.

⁶ Rodales: lugar o espacio más o menos grande y redondeado que, por alguna circunstancia, se distingue de lo que lo rodea

En lo que se refiere a su introducción en España, la primera referencia a su presencia data del año 1969 (Sanz Elorza et al, 2004) y se encuentra naturalizada tanto en espacios naturales o seminaturales como antropizados, por todo el territorio nacional, aunque especialmente presente en Cataluña y la cornisa Cantábrica (Galicia, Asturias, Cantabria y País Vasco), donde muestran un carácter invasor agresivo (Sanz Elorza et al, 2004).



Figura 19: *Cortaderia selloana* (Zulueta Corporación)



Figura 20: *Cortaderia jubata* (Wiley Online Library)

Las semillas de *C.selloana* posee una amplia capacidad de germinación en diversas condiciones ambientales, con una tasa de germinación en diversas condiciones ambientales, con una tasa de germinación óptima en sombra, suelos arenosos y alta disponibilidad de agua (Domènech & Vilà, 2008). Sin embargo, también pueden germinar en exposición directa al sol en suelos menos arenosos y con menor cantidad de agua (Ojeda Land & Mesa Coello, 2008). La temperatura óptima para su crecimiento se sitúa en torno a los 20°C (Stanton & DiTomaso, 2004). En las regiones mediterráneas donde esta especie se ha introducido, las sequías estivales y la herbivoría representan las principales causas de mortalidad de las plántulas (Lambrinos, 2002), aunque estas demuestran ser más resistentes al estrés hídrico en comparación con otras plantas perennes coexistentes. Una vez se establecen, las plantas no son objeto de ataques de herbívoros debido a la elevada concentración de sílice en sus hojas (Sanz Elorza et al, 2004).

En lo que respecta a *C.jubata*, esta especie tiende a prosperar en suelos arenosos con poca vegetación y niveles adecuados de humedad, aunque muestra una notable tolerancia a sequías considerables y puede crecer en una amplia gama de tipos de suelo, ya sea a pleno sol o en áreas con sombra densa. Si bien las heladas prolongadas pueden dañar significativamente las plantas, raramente terminan matándola por completo. En cuanto a la germinación de las semillas, esta se produce de manera óptima en suelos arenosos sin vegetación, con una humedad elevada, temperaturas cercanas a los 10°C y una exposición moderada a la luz solar. No obstante, las semillas pueden germinar en una variedad considerable de suelos y condiciones (Peterson y Russo, 1988)

Aspecto	<i>C.selloana</i>	<i>C.jubata</i>
Tipo de suelo	Suelos arenosos con alta humedad	Suelos arenosos con poca vegetación y humedad adecuada
Tolerancia a sequía	Sensible a sequías, principal causa de mortalidad de las plántulas	Tolerante a sequías considerables
Tolerancia a heladas	Sensible a heladas, pueden dañar severamente	Pueden sufrir daños por heladas prolongadas, pero generalmente no mueren
Necesidades de luz solar	Mayor tasa de germinación a la sombra	Pueden crecer tanto a pleno sol como en la sombra densa
Temperaturas óptimas para crecimiento	Temperatura óptima alrededor de 20°C	Temperatura óptima alrededor de 10°C
Germinación de semillas	Óptima en suelos arenosos sin vegetación, alta humedad y exposición solar moderada	Óptima en suelos arenosos sin vegetación, alta humedad, temperaturas alrededor de 10°C y cierta exposición solar

Tabla 2: Diferencias en las condiciones de crecimiento ente *Cortaderia selloana* y *Cortaderia jubata*

En términos físicos, esta herbácea perenne que posee una esperanza de vida entre 10 y 15 años (Gobierno de España., 2018) y un tamaño de hasta 3,5 m de diámetro y superiores al metro de altura. Los tallos erectos de las inflorescencias pueden llegar hasta los 4 metros de altura y se producen desde los 1-3 años desde su germinación (Gobierno de España., 2018)(Xunta de Galicia), mientras que sus raíces pueden extenderse 4 metros de diámetro y más de 3 metros de profundidad (CABI, 2022) (GISD, 2022)

Las *Cortaderia spp.* son especies con tendencia expansiva y supone una amenaza para la calidad ecológica de los hábitats colonizados, particularmente en áreas costeras y praderas. Por sus características biológicas tienen la capacidad de provocar alteraciones en la estructura de la vegetación, así como la abundancia de especies nativas y en los patrones de sucesión natural (CABI, 2022) (Ojeda Land & Mesa Coello, 2008), pudiendo ser dañinas incluso cuando sus densidades no son representativas debido a la gran superficie que puedan ocupar. La *C.selloana* provoca cambios en las propiedades del suelo, como valores más bajos del nitrógeno total del suelo y valores más altos de C/N⁷ (Domènech & Vilà, 2006) Además de lo comentado, la presencia de la

⁷ C/N: relación de carbono/nitrógeno

hierba de la Pampa tiene varios impactos económicos y en la salud humana. En términos económicos, estas plantas pueden reducir la calidad de los pastos, disminuir el valor de los terrenos y el aumentar el riesgo de incendios, lo que afecta a la silvicultura (Ojeda Land & Mesa Coello, 2008) (NNSS, 2022) (Gobierno de España., 2018), mientras que en lo que a salud humana se refiere, existen riesgos por posibles alergias y cortes a la hora de su manipulación, especialmente para los trabajadores de jardinería y control de especies invasoras (CABI, 2022) (Gobierno de España., 2018). Además, debido a su tamaño, posee un fuerte impacto visual en el paisaje, lo que afecta al valor estético y recreativo de las áreas naturales, pudiendo bloquear las rutas de acceso.

La planta produce residuos voluminosos que requieren un tratamiento adecuado para evitar la dispersión de semillas, las emisiones de gases de efecto invernadero y el daño al paisaje (Marchante & Marchante, 2023). Es importante tener en cuenta que además de la dispersión sexual por semillas, esta planta posee la capacidad de reproducirse vegetativamente a través de fragmentos de rizoma que pueden dar lugar a nuevas plantas, por lo que la inadecuada eliminación de los restos también podría llegar a ser una importante vía de introducción y dispersión (NNSS, 2022). Su eliminación y control conlleva costes económicos significativos.

Las plantas presentes en parques, jardines o áreas cercanas a carreteras pueden ser fuentes de dispersión natural mediante la producción de semillas, las cuales son muy ligeras y abundantes, principalmente dispersadas por el viento, pudiendo alcanzar distancias de hasta 25 km (Parsons & Cuthbertson, 2001), aunque también pueden ser transportadas por agua, animales, vehículos y ropa. Cuando se habla de la dispersión por vehículos, las vías de comunicación como carreteras y ferrocarriles facilitan la dispersión, especialmente de especies invasoras utilizadas en diseños paisajísticos, ya que representan una amplia superficie antropizada.

Si comparamos las especies del género *Cortaderia spp.* con las demás especies de este estudio, existe mucha más información sobre su erradicación y las diferentes formas en las que esta se realiza, existiendo incluso una “Estrategia de gestión, control y posible erradicación del plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*) y otras especies de *Cortaderia*” (Gobierno de España., 2018), de donde se han sacado las siguientes metodologías para una actuación contra los focos incipientes formados por plantas jóvenes, priorizando las acciones sobre los focos que estén cerca de espacios naturales protegidos o con presencia de especies amenazadas. Cabe destacar que cualquier mecanismo de control resulta ineficiente con una primera aplicación, por lo que se necesita realizar un plan de seguimiento y posteriores revisiones hasta alcanzar los resultados esperados.

La metodología para erradicar *Cortaderia spp.* incluye varios enfoques preventivos y de control, comenzando con el enfoque preventivo, donde destaca la necesidad de una legislación sólida que prohíba la importación y uso de estas especies, acompañada de campañas de concienciación pública. En cuanto a los métodos de control, se emplean varios enfoques como el físico, donde destacan el corte, el arranque y el desbroce, los cuales son costosos y a menudo requieren repeticiones periódicas. En ellos, se recomienda la eliminación completa de la corona y las raíces para prevenir el rebrote y dispersión de las semillas. También se mencionan métodos como el corte de inflorescencias y el arranque manual, adecuados para plantas de menor tamaño, así como el uso de maquinaria pesada para las plantas maduras.

En referencia a los métodos químicos utilizados con la hierba de la Pampa, como la aplicación de herbicidas como el glifosato, son comunes, pero deben realizarse con precaución debido a su posible impacto ambiental y a la necesidad de evitar la deriva del herbicida hacia plantas nativas.

Respecto a los métodos biológicos, podemos recalcar el pastoreo de ganado y la búsqueda de agentes de biocontrol, aunque estos presentan ciertos riesgos de dato a especies similares (CABI, 2022) (Gobierno de España., 2018). Se ha detectado que un mosquito, *Spanolepis selloanae*, podría ser un candidato potencial para el control biológico de la *C. selloana*, ya que sus larvas se alimentan de los ovarios de la planta, lo que resulta en una reducción del 74% en la producción de semillas en una población del noroeste de España (Fagúndez et al, 2020).

La hierba de la Pampa presenta un crecimiento vigoroso y produce una gran cantidad de biomasa, por lo que su biomasa podría ser aprovechada para la generación de energía o la producción de biocombustibles. Ambas especies comentadas a lo largo de este apartado (*C. selloana* y *C. jubata*) son dos especies de pasto que se ha estudiado para su producción de biomasa y mostraron una alta tasa de acumulación de materia seca por encima del suelo, con una acumulación máxima de 55 t/ha a los 4 años en una arena costera (Pérez et al , 2021)

- **Jacinto de agua** (*Eichhornia crassipes*)



Figura 21: Ficha *Eichhornia crassipes*.

La *Eichhornia crassipes*, también conocido como lirio acuático, camalote o jacinto de agua, es una hierba de agua dulce que alcanza un tamaño aproximado de unos 50 cm de altura, que se considera la planta acuática más problemática del mundo y una de las especies invasoras más perjudiciales, siendo especialmente dañina en México (Holm et al, 1977). Es originaria de América del Sur, pero se ha expandido rápidamente a varias regiones del mundo utilizada como planta ornamental acuática para estanques y acuarios y una vez introducida en el medio, su dispersión se produce por el agua y por las aves. En Europa sólo se ha encontrado en Italia, Portugal y España, donde ha aparecido en algunos humedales y cursos de agua situados en áreas de clima cálido (Sanz Elorza et al, 2004). Es posible encontrarla en Sevilla, donde se llevó a cabo una acción de respuesta rápida para eliminar el jacinto de agua del ramal del río Guadalquivir (García-de-Lomas et al, 2022). En otras partes de España se ha citado en las provincias de Alicante, Badajoz, Cáceres, Castellón y Tarragona.

Esta planta forma densas agrupaciones flotantes que obstaculizan la navegación, reducen la luz solar y disminuyen los niveles de oxígeno en el agua, además de afectar a los niveles de agua subterránea debido a su alta transpiración, lo que tiene importantes efectos económicos negativos, ya que disminuye la cantidad de agua almacenada e impide su uso por el hombre para labores de riego o consumo humano. Posee una tendencia demográfica muy errática, ya que tanto las apariciones como las desapariciones suelen ser muy espontáneas y repentinas (Sanz Elorza et al, 2004) (Born-Schmidt et al, 2017) y cuando las condiciones son las adecuadas posee la capacidad de duplicar el tamaño de su población cada cinco días. Estos impactos poseen un alto costo económico y ambiental, que debería de incluir el impacto en la salud humana, ya que son un medio ideal para la proliferación de mosquitos transmisores de enfermedades. Otros de los posibles impactos es la

reducción de pesca en zonas donde es representa el sustento para la población local y puede llegar a bloquear las turbinas de las centrales hidroeléctricas. Además de ello, en algunas zonas gravemente invadidas puede ser un punto de inflexión para el turismo, ya que impide el desarrollo de algunas actividades como el deporte náutico o la pesca deportiva (Sanz Elorza et al, 2004).

El jacinto de agua prospera en cuerpos de agua perturbados, especialmente en aquellos ricos en fósforo y nitrógeno, y para controlarlo eficazmente se requiere la eliminación de las fuentes de perturbación. Por lo tanto, es esencial implementar métodos de control integrales que consideren el ambiente invadido y que incluyan medidas de restauración. A pesar de su reconocimiento como plaga desde 1907, aún está disponible para su compra, lo que resalta la necesidad de legislación regulatoria para el control de su comercialización y su introducción en ecosistemas gestionados por el ser humano.



Figura 22: Colonización por Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) (Gobierno de Mexico)

Cuando se habla de la eliminación mecánica de la especie, en casos de que la invasión sea de pequeña extensión se recomienda la retirada manual exhaustiva de todos los ejemplares presentes o segadoras acuáticas en caso de grandes infestaciones, aunque este último método es poco selectivo, ya que elimina la flora autóctona. En algunas partes del mundo, se ha inventado un dispositivo de trituración y secado que utiliza energía solar para la eliminación eficiente del jacinto de agua. Este dispositivo consta de una cámara de secado, una cámara de trituración, un colector de calor solar y un sistema de suministro de energía solar (CABI, 2019), lo que facilitaría la obtención de biomasa para su procesamiento a nivel industrial.

En nuestro país, el jacinto de agua ha llegado incluso a movilizar a la Unidad Militar de Emergencia entre octubre de 2018 y marzo de 2019, donde intervinieron unos 120 efectivos, 35 vehículos, 10 máquinas y 8 embarcaciones para realizar la retirada del camalote en el río Guadiana a su paso por Badajoz (el Ágora diario del agua, 2019).

En lo que nos referimos a métodos químicos de eliminación del jacinto de agua, debemos de tener en cuenta el bajo número de herbicidas autorizados en zonas húmedas y los daños que su aplicación puede provocar en el resto de la flora, aunque el glifosato aplicado a razón de 2 kg/ha puede ser efectivo en individuos jóvenes, sobre todo si el tratamiento se realiza en momentos de más calor, llegando a eliminar completamente a la especie en un plazo de 8 semanas. Cabe destacar que en esta ocasión se desaconseja el uso de los productos

químicos para la erradicación del camalote debido a lo agresivos que pueden llegar a ser con el medio en el que se aplican, siendo tóxicos para los invertebrados acuáticos y las aves (Sanz Elorza et al, 2004).



Figura 23: Equipo para cosechar lirio acuático (Brunoticias)

Respecto a su eliminación por control biológico, este se considera una estrategia de manejo eficaz para *Eichhornia crassipes*. Se ha estudiado el uso de agentes de control biológico como *Eccritotarsus catarinensis* y *Eccritotarsus eichhorniae* para controlar la propagación del jacinto de agua (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez, 2013) (Adelodun, 2023). Se ha demostrado que estos agentes tienen distintos niveles de éxito a la hora de controlar el crecimiento y la propagación del jacinto de agua. Además, la introducción del picudo *Neochetina eichhorniae* ha demostrado ser prometedora para mejorar el control biológico de la especie (Mnguni et al, 2022) En general, los métodos de control biológico se han considerado una tecnología ecológica para el control de los jacintos de agua, ya que ofrecen beneficios potenciales, como la reducción del impacto ambiental y la capacidad de aprovechar el potencial de purificación de agua y energía de la planta (Ayanda et al, 2020). Sin embargo, es importante tener en cuenta las condiciones y los desafíos específicos asociados a cada situación, así como la necesidad de estrategias de gestión integradas que combinen múltiples métodos de control (Reddy et al, 2019).



Figura 24: *Eccritotarsus catarinensis* (Oberholzer)



Figura 25: *Neochetina eichhorniae* (naturalista, s.f.)

Se ha estudiado su potencial en diversas aplicaciones, ya que puede actuar como fitorremediador, reduciendo contaminantes como los hidrocarburos de petróleo en el agua (Nedi et al, 2023).

Como detalle interesante a complementar, el control y erradicación de *Eichhornia crassipes* en el río Guadiana ha costado un total de 21.700.000 euros entre los años 2006 y 2012 (Cifuentes, 2012). En 2018 en la provincia se contabilizó la retirada de 62.000 toneladas de jacinto de agua en 30 km de cauce en diferentes puntos del río Guadiana (el Ágora diario del agua, 2019)

- **Chumbera** (*Opuntia ficus-indica*)



Figura 26: Ficha *Opuntia ficus-indica*.

La *Opuntia ficus-indica*, también conocida como chumbera o nopal y que alcanza alturas de entre 1 y 4 metros (Anderson E.F, 2001), es una planta de carácter invasor con un gran impacto en la Península Ibérica, donde fue introducida en el siglo XVI, entre 1548 y 1570, traída desde el continente americano por los colonos españoles para su cultivo agrícola, ya que servía de alimento para las cochinillas productoras de tinte y de frutos comestibles, aunque con el tiempo se ha utilizado como planta ornamental y como setos protectores (Sanz Elorza et al, 2004). La especie se encuentra ampliamente distribuida en varias provincias mediterráneas de la Península Ibérica, incluyendo áreas protegidas como las islas Baleares, así como Ceuta, Melilla y Canarias. Suele habitar en una variedad de entornos, como taludes, laderas soleadas, bordes de caminos y matorrales degradados, donde a veces se encuentran asociadas con la pita (*Agave americana*), formando paisajes que recuerdan los desiertos norteamericanos, que contrasta de manera importante con el entorno mediterráneo nativo (Figura 29). También se ha observado su presencia en el Parque Nacional de Doñana, donde ha invadido pinares y matorrales, donde, al igual que en los archipiélagos, se recomienda su eliminación debido a la fragilidad de los ecosistemas y a la facilidad de llevar a cabo operaciones de control en áreas pequeñas (Sanz Elorza et al, 2004). La especie muestra una tendencia demográfica expansiva.

Es una planta con numerosas propiedades beneficiosas, como por ejemplo su uso en la medicina tradicional (A Niechayev et al, 2023), mientras que sus semillas pueden ser utilizadas para la producción de aceites ricos en ácidos grasos insaturados, tocoferoles y fenoles, lo que los hace aptos para alimentos funcionales y productos

nutracéuticos⁸ (Sinicropi et al, 2022) y cosméticos (Mouas et al, 2021). Las hojas de *Opuntia ficus-indica* tienen un alto valor nutricional y pueden incluirse en la dieta humana para tratar o prevenir enfermedades relacionadas con la nutrición (Hernández-Becerra et al, 2022), además de que es considerablemente apreciada por su producción de frutos, de color verde, naranja o rojo y de 6 a 10 cm de longitud, y ricos en vitamina C. Suelen exportarse comercialmente en muchas áreas (Bakewell-Stone, 2023). También ha sido empleada como forraje para el ganado (Bakewell-Stone, *Opuntia ficus-indica* (prickly pear), 2023)



Figura 27: Distribución de chumberas y pitas en el paisaje (Centro de Estudios Borjanos, s.f.)

La *Opuntia ficus-indica* se extiende principalmente en zonas áridas y cálidas, donde compite con éxito contra la vegetación autóctona, desplazando e impidiendo su regeneración, pero posee un gran potencial de proporcionar beneficios ecológicos, económicos y sociales en regiones áridas y semiáridas en lugares donde la especie sea nativa (Said-Alahl et al, 2017). A pesar de su potencial invasor como maleza, se cree que el riesgo real puede ser bajo (Bakewell-Stone, *Opuntia ficus-indica* (prickly pear), 2023), ya que los registros históricos sugieren un intervalo de unos 100 años entre la introducción y el inicio de la propagación invasiva, lo que indica un riesgo real bajo (Abrha et al, 2018). El cambio climático y la invasión de la cochinilla son factores que pueden afectar a la distribución de la especie, donde se prevé que el segundo factor sea significativamente más relevante para su expansión debido al crecimiento de la población de cochinilla (Sinicropi et al, 2022).

Respecto a la erradicación de esta especie, el control de esta planta mediante métodos físicos es efectivo solo en situaciones donde la invasión posee un carácter leve y localizadas, debido a su capacidad de regeneración a partir de cualquier fragmento de pala o fruto que queden en el suelo. Es crucial llevar a cabo estas operaciones con precaución, donde el personal involucrado debe utilizar guantes para protegerse de las espinas que presenta la planta. Por otro lado, aunque el fuego puede ser una estrategia de control efectiva en ciertos contextos, se desaconseja completamente su uso en climas mediterráneos debido a los riesgos de incendios asociados (Sanz Elorza et al, 2004)

⁸ Productos nutracéuticos: producto natural que presenta un efecto terapéutico beneficioso y contrastado.

En lo que respecta a la lucha biológica, en regiones como Hawaii, Australia y Sudáfrica se han implementado con éxito dos insectos: *Dactylopius opuntiae* y *Cactoblastis cactorum*, los cuales han demostrado ser efectivos en el control de la planta invasora, contribuyendo a la mitigación de su expansión de estas áreas.



Figura 28: *Dactylopius opuntiae* (GMR Canarias)



Figura 29: *Cactoblastis cactorum* (Polilla de la Tuna) (FuEDEI)

Según el informe “La chumbera como cultivo de zonas áridas” (Fernández Gonzáles & Saiz Jarabo), donde se especifica que la densidad de plantas por hectárea podría estimarse en unas 2.500 plantas/ha. La producción de dichas plantas dependerá de la edad de la plantación, variando así su rendimiento según las siguientes tablas:

Edad plantas (años)	Rendimiento (kilos por hectárea)
2	1.200
3	3.125
4	3.750
5 a 10	6.250
10 a 15	11.250
16 a 20	15.625
21 a 23	7.500

Tabla 3: Rendimiento anual en frutos frescos. Plantaciones con 2500 plantas por hectárea (López Finlay, 1985)

REGÍMENES DE RIEGO (mm/año)	PRODUCCIÓN POR HECTÁREA (MARCO 1X1 METRO) EN MATERIA SECA				
	PRIMER AÑO	SEGUNDO AÑO		TERCER AÑO	
		Total	Media anual	Total	Media anual
200	1,04	4,90	2,45	8,82	2,94
240	3,19	14,21	7,10	25,07	8,35
400	6,44	18,16	9,03	28,63	9,54
600	9,53	28,31	14,15	47,52	15,84

Tabla 4: Producción media estimada de las plantas de chumbera, según el régimen de riego, durante los tres primeros años de crecimiento (Botánica agrícola. ETSIA Madrid)

Con las técnicas adecuadas, podríamos estimar una producción entre 8,82 y 25,07 t/ha en plantas sometidas a regímenes de 200 y 240 mm/año de materia seca para el tercer año de edad. Cabe destacar que aproximadamente el 90% de la biomasa es agua, por lo que es importante recalcar la obtención de materia seca.

En conceptos generales, la *O. ficus-indica* tiene un gran potencial de expansión en diversas industrias, incluidas la agrícola, la alimentaria y la cosmética debido a su valor nutricional y sus propiedades beneficiosas, pero se necesita la realización de más investigaciones para explorar sus usos y posibles riesgos, incluido su potencial como especie invasora (Lim, 2011).

1.2.2 Algas invasoras

Las macroalgas son organismos acuáticos (marinos o de agua dulce) multicelulares y macroscópicos (Weldemhret et al., 2020), que son eucariotas y autótrofos y sirven de alimento y como hábitat para diversos niveles tróficos. Su pared celular está compuesta de 2 capas una interna, compuesta casi por completo por hemicelulosa, pectina y polisacáridos sulfatados, y otra externa, compuesta de celulosa. La celulosa tiene una estructura muy cristalina, mientras que la hemicelulosa está formada por diferentes polisacáridos heterogéneos. Es más amorfa que la celulosa y se une a ella mediante enlaces formando microfibras muy ordenadas que le proporcionan una mayor estabilidad a la pared algal (Yang et al., 2013). Además, una de las características más significativas de esta pared es que no contiene lignina o la contiene en muy baja cantidad (Dave et al., 2019).

Estos organismos presentan una composición rica en minerales y carbohidratos, además de contener lípidos, proteínas, vitaminas y pigmentos (Torres et al., 2019). Se clasifican, según los pigmentos que producen, en algas verdes (Chlorophyceae), pardas (Phaeophyceae) y rojas (Rhodophyceae) (Dave et al., 2019). Su contenido en carbohidratos depende del tipo de alga, su especie y cepa, la estación del año y las condiciones de crecimiento de esta. Los polisacáridos que componen las algas verdes son el almidón, la celulosa y la pectina (Wei et al., 2013), siendo este tipo de algas las que menor contenido en azúcares presentan (25-50 %). A diferencia de las algas verdes, el resto contiene una mayor cantidad de carbohidratos: un 30-60 % en el caso de las algas rojas y un 30-50% las pardas (Tan et al., 2020).

- **Alga asiática** (*Rugulopteryx okamurae*)

Alga asiática

Rugulopteryx okamurae

Clase: *Phaeophyceae*

Orden: *Dictyotales*

Familia: *Dictyotaceae*

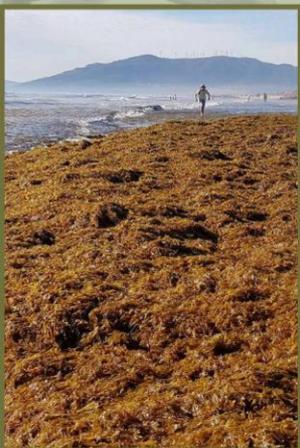
Especie: *Rugulopteryx okamurae*

Tipo biológico: *Ochrophyta*

Aspecto general









Distribución en España

Presente en España desde el año 2015, produciendo arribazones masivos en sus playas con importantes impactos ecológicos y económicos. En menos de cuatro años la especie se ha expandido por las costas de Málaga, Cádiz, Granada y Almería. Se ha citado su presencia en las costas de la Comunidad Valenciana y Cataluña. Posible expansión al resto de las costas insulares y del norte de la Península.

Figura 30: Ficha *Rugulopteryx okamurae*.

Rugulopteryx okamurae es una variedad de alga parda que tiene su origen en las cálidas y templadas costas del noroeste del Océano Pacífico, específicamente en regiones como Corea, Japón, China, Taiwán y Filipinas. En el año 2015, se detectó por primera vez en las playas de Ceuta, donde causó arribazones masivos que tuvieron impactos económicos y ecológicos significativos. En un lapso de menos de cuatro años, esta especie se ha propagado a lo largo de las costas de Málaga, Cádiz y las Islas Chafarinas, y sus arribazones han llegado incluso a las costas de Granada y Almería en el este (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013)

Esta alga está generando importantes consecuencias ecológicas, incluyendo alteraciones en los ecosistemas marinos, pérdida de biodiversidad y afectación a las especies y espacios protegidos incluidos dentro de la Red Natura 2000. Además, está teniendo un fuerte impacto económico en la industria pesquera, con reducciones en las capturas y daños en los equipos de pesca, junto con costes considerables asociados a la gestión de las acumulaciones de las algas en las playas. Cabe destacar que esta especie tiene una notable capacidad de reproducción vegetativa y dispersión, principalmente a través de mecanismos de reproducción clonal.

La contaminación por nutrientes en el agua, debido al uso excesivo de fertilizantes y a los vertidos de industrias como las plantas de tratamiento de aguas residuales, conduce a la eutrofización de los ecosistemas acuáticos, aumentando la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) y generando una proliferación masiva de algas, que luego se acumulan en las costas (Glibert, 2017) (Rindenbach et al, 2016). El cambio climático y el calentamiento global también favorecen el crecimiento descontrolado de algas exóticas, como el alga asiática *Rugulopteryx okamurae* en el estrecho de Gibraltar, desplazando especies autóctonas como la posidonia (García-Gomez et al, 2020), especie fanerógama que forma auténticos bosques submarinos en las costas andaluzas.



Figura 31: arribazones de *Rugulopteryx okamurae* en las playas (Ecologistas en Acción)

Estos cambios climáticos intensifican los efectos de la eutrofización y la alta temperatura del agua, impactando negativamente en la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y promoviendo el crecimiento de macroalgas (Hernández et al, 2018) (Van Beusekom, 2018).

Los arribazones de algas pueden ser problemáticas, ya que algunas algas nocivas producen sustancias tóxicas y afectan tanto al ecosistema acuático como a la salud humana. Además, contribuyen a la producción de gases de efecto invernadero, reducen el oxígeno disuelto y dificultan la penetración de la luz en las capas más profundas del ecosistema, lo que afecta negativamente a la biodiversidad (Van Beusekom, 2018). Estas

condiciones ambientales sugieren que este problema podría aumentar con el tiempo, a veces requiriendo la eliminación de algas de las costas, que a menudo se utilizan para fertilizantes o compost mientras se investigan las posibles aplicaciones industriales para su aprovechamiento. La especie se ha encontrado tanto en zonas intermareales como submareales, con una cobertura superior al 70% en determinadas áreas (García-Gomez et al, 2020)

El alga asiática, *R. okamurae*, tiene un impacto ecológico y económico significativo en la región mediterránea. Además de su impacto biológico, su proliferación genera costes considerables asociados a la limpieza de las costas y su presencia masiva afecta negativamente al turismo en áreas con altas concentraciones de sus arribazones (DAISIE, 2009).

El turismo es un pilar económico fundamental en las zonas costeras españolas, por lo que una disminución en el número de turistas podría tener consecuencias económicas graves tanto a corto como a largo plazo (Buitrago Esquinas, 1997). También se debe destacar que estas macroalgas, que pueden alcanzar hasta 5 metros de longitud, causan daños directos a los pescadores al enredarse en sus redes y disminuir la población de peces (Expósito García & Sánchez Lissen., 2002). Además de los impactos en el turismo y la pesca, la eliminación de toneladas de biomasa algal de las costas supone un costo adicional para algunos municipios, como Algeciras y Tarifa, que invirtieron más de 100.000 euros cada uno en 2020 debido al arrastre de algas hacia las playas, causado por el viento de levante (De la Lama-Calvente et al, 2021).

La rápida expansión del alga asiática en el Estrecho de Gibraltar ha llevado a la retirada de 5.000 toneladas de algas de las playas en un corto periodo de tiempo (García-Gomez et al, 2020). A pesar de los desafíos planteados por esta alga invasiva, se han llevado a cabo iniciativas para cultivar biomasa algal en la costa atlántica de Andalucía, con la producción de bioplásticos a partir de macroalgas, lo que genera menos residuos desechables debido al proceso de trituración completo de las algas. En 2017 se produjeron unas 268 kilogramos proveniente de dos especies: *Ulva lactuca* y *Gracilariopsis spp.*

En la actualidad, se está llevando a cabo un estudio exhaustivo que se centra en mapear la distribución potencial a lo largo de la costa de la Península Ibérica, y los resultados preliminares se pueden observar en la *Figura 36*. Este proyecto busca proporcionar una visión detallada y precisa de la posible distribución de ciertos elementos o fenómenos a lo largo de la línea costera de la Península Ibérica.

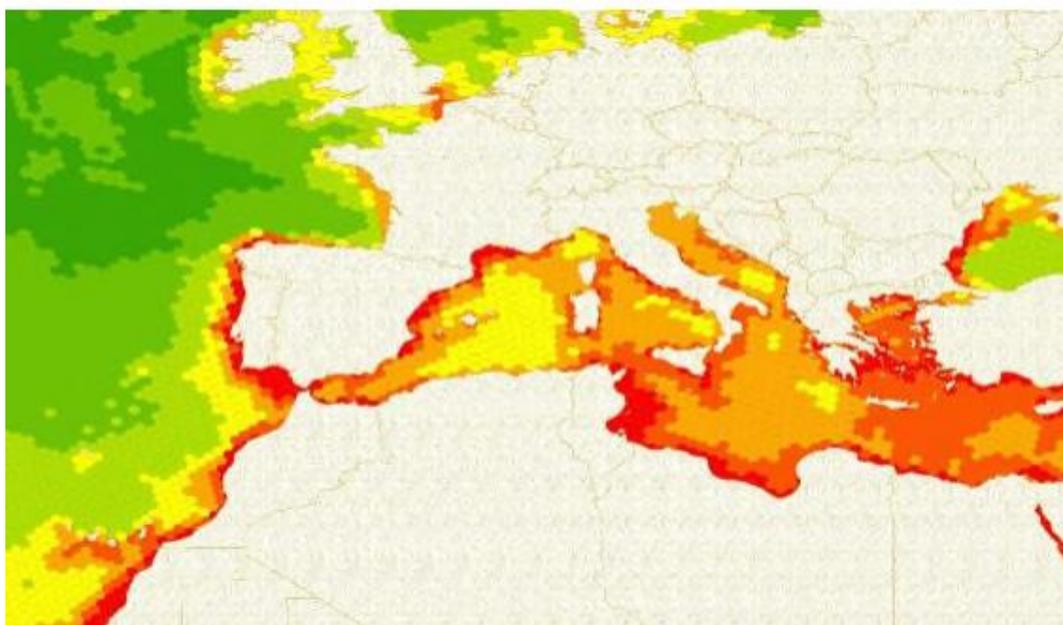


Figura 32: Distribución potencial de la *R. okamurae* (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022)

Sin embargo, las recientes investigaciones han demostrado que *R. okamurae* tiene un alto potencial para fabricar productos y tecnologías de valor añadido, como la producción de biogás, el compostaje y los fines farmacéuticos (Ruitton et al, 2021), así como productos la fabricación de productos cosméticos o para la fabricación de suelas y cordones de zapatos (Gómez, 2023), según ha comentado recientemente Juan Carlos García, un experto en la materia, investigador de la Universidad de Sevilla (Universidad de Sevilla, 2023)

La erradicación de *Rugulopteryx okamurae* se ha explorado mediante varios métodos, pero debido a su reciente invasión todavía no se han detectado protocolos ni técnicas de erradicación y control específicas para el alga asiática y solo se conoce un ensayo de erradicación manual de la especie (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022). Es preferible que el control mecánico sea realizado en invierno, debido a que los talos de la especie son más gruesos y por lo tanto facilitan la recogida en comparación con el fenotipo de verano, con un morfotipo más fino. Tras su recogida, se han propuesto pretratamientos térmicos y mecánicos con zeolita para mejorar el rendimiento de metano en los procesos de digestión anaerobia (De la Lama-Calvente et al D. , 2023).

- **Alga de arpón** (*Asparagopsis armata*)



Figura 33: Ficha *Asparagopsis armata*.

Asparagopsis armata es una especie de macroalga roja nativa de la zona de Australia y Nueva Zelanda, con un gran potencial invasor en la Península Ibérica, donde se observó por primera vez Tarifa en 1930 y en la ría de Pontevedra en 1933. Actualmente no existen muchos datos sobre su distribución en el territorio nacional, aunque es posible encontrarlo en las costas de Galicia, Asturias, País Vasco y el Mediterráneo. La cartografía de esta especie se ha realizado mediante el cruce de varias fuentes de avistamiento (*iNaturalist*, *Observadores del mar*), así como de documentos propios de cada una de las comunidades autónomas que sufren la invasión de esta especie (Junta de Andalucía, 2015) y de noticias recientes debido a la complejidad de encontrar recursos visuales actualizados.

Se estima que su introducción fue accidental asociado al comercio de ostras (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013), siendo su posterior invasión a través de los objetos flotantes como los barcos, a los que se adhiere mediante sus ramas espinosas, factor del que depende su éxito expansivo, además de que sus dos fases (gametofítica y esporofítica⁹, clasificada inicialmente como *Falkenbergia rufolanosa*) poseen la capacidad de reproducirse vegetativamente, toleran las bajas temperaturas y producen sustancias tóxicas para sus depredadores, capacidad gracias a la cual carece de depredadores y posee una alta tasa de crecimiento y, por tanto, aumenta su capacidad invasora. Cabe destacar que la fase gametofítica y esporofítica se dispersan de maneras diferentes, mientras que la primera se engancha al material flotante, la

⁹ La alternancia de generaciones es un ciclo que implica una fase esporofítica diploide que produce esporas, las cuales germinan para formar organismos gametofíticos haploides. Los organismos gametofíticos producen gametos, que se fusionan para formar un organismo esporofítico, cerrando así el ciclo de vida. Este ciclo se observa en diversas algas y en otros grupos de organismos, como los musgos y helechos.

segunda se expande por flotación, compitiendo a su vez por nutrientes y espacio con las especies nativas (Eunis, 2015).

La *Asparagopsis armata* es una especie invasora que se ha estudiado en varios contextos. Se ha descubierto que tiene un impacto significativo en los invertebrados marinos, como el langostino común *Palaemon elegans* y el caracol marino *Gibbula umbilicalis*, provocando alteraciones fisiológicas y cambios de comportamiento (CABI Compendium, 2019). Esta alga invasora libera compuestos tóxicos en el ambiente circundante, que pueden afectar al metabolismo energético y las respuestas bioquímicas de estos organismos (Rodrigues et al, 2022). Además, la presencia de *Asparagopsis armata* puede provocar cambios en los conjuntos de macroinvertebrados y algas intermareales nativas, con una disminución de la riqueza de especies de macroalgas y una estructura más constante y conservadora en las áreas invadidas (Zanoalla et al, 2022). En general, esta alga se considera una especie invasora con el potencial de alterar los ecosistemas marinos y afectar a las especies nativas presentes en nuestro país.



Figura 34: Fase esporofítica de *A. armata*, clasificada inicialmente como *Falkenbergia rufolanosa* (AlgaeBase)

La etapa gametofítica (*A. armata*) puede crecer hasta los 30 cm de longitud, mientras que en la fase esporofítica se presenta como una capa de filamentos finos densamente ramificados de un tamaño que generalmente no suele superar los 3 centímetros (Pacios et al, 2011). En las áreas periféricas de su distribución el ciclo de vida no se completa, debido a la incapacidad de reproducirse sexualmente (Dixon & Irvine, 1977), lo cual supone un importante factor limitante de su crecimiento, teniendo un rango de temperaturas óptimo que se encuentra entre los 5 y 25°C, aunque se trata de un rango amplio y con bastante tolerancia a las bajas temperaturas.

No existe mucha más información sobre esta especie además de la ya expuesta, ya que en España es una especie que no posee impactos tan grandes como, por ejemplo, la *R. okamurae*, por lo que no se encuentra tan estudiada. Sin embargo, se ha seleccionado para este estudio debido a sus potenciales aplicaciones como ingrediente alimenticio antimetanogénico para rumiantes que podría aplicarse a las ganaderías intensivas como la bovina, la ovina o la caprina (Mihaila et al, 2023), que son las más comunes dentro de nuestro país. Se ha estudiado que este suplemento reduce las emisiones de metano en las vacas lecheras cuando se las alimenta con un sistema de alimentación por pulsos (Alvarez-Hess et al, 2023) (Eason & Fennessy, 2023). También pueden recalcarse sus propiedades antibacterianas (Parchemin et al, 2023), antioxidantes, antiinflamatorias,

anticoagulantes y hepato-protectoras (Feki et al, 2023). La especie produce compuestos halogenados que desempeñan diferentes funciones en las diferentes etapas de su ciclo de vida, lo que afecta a la actividad antibacteriana y a las comunidades bacterianas (Parchemin et al, 2023).

Lo interesante de esta aplicación de la *A. armata* para mitigar los GEI es la expansión de esta metodología a la especie del mismo género *A. taxiformis* (Figura 39), aunque la aplicación de esta como suplemento para la dieta de rumiantes también podría afectar negativamente a la digestibilidad de la fibra y a la concentración total de ácidos grasos volátiles (Dishon et al, 2023), además de reducir la ingesta de alimento y aumentar los índices de alimentación y masticación (Nyloy et al, 2023). Cabe destacar que es necesario realizar más investigaciones para determinar el impacto real del género *Asparagopsis* en la dieta y fermentación ruminal y la producción de leche en los sistemas de pastoreo debido a las publicaciones tan recientes que se han realizado.



Figura 35: *Asparagopsis taxiformis* (ECPA, s.f.)

1.3 Marco legal y normativo aplicable en la gestión de especies invasoras

En el contexto actual de España, resulta necesario reforzar la implementación de las regulaciones relacionadas con la gestión de especies invasoras, especialmente en lo que respecta a plantas y algas invasoras. Esta necesidad se fundamenta en la creciente disponibilidad y accesibilidad de especies que representan una potencial amenaza para el entorno natural, las cuales pueden ser fácilmente adquiridas en viveros y establecimientos locales. Para abordar esta problemática y garantizar la protección de nuestros ecosistemas, es esencial analizar y comprender el marco legal y normativo vigente aplicable en la gestión de especies invasoras de España.

- **Normativa local:** la normativa a nivel local representa aquellas regulaciones específicas que se aplican en regiones, comunidades autónomas o municipios dentro de España. Gracias a esta legislación, cada entidad puede tener sus propias medidas y enfoques para abordar el desafío de las especies invasoras, lo que hace fundamental comprender la diversidad de enfoques y políticas que existen en el ámbito local. En el ámbito en el que se realiza el estudio, se recalcan algunas de las normativas existentes en Andalucía:
 - Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats.
 - **Art. 52 Especies exóticas invasoras:** establece la creación del Catálogo Andaluz de Especies Exóticas Invasoras, donde se registrarán automáticamente todas las EEI que supongan una amenaza seria para la biodiversidad, siguiendo las directrices del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. La inclusión, modificación o exclusión de especies en este catálogo se llevará a cabo por la Consejería de Medio Ambiente, basándose en recomendaciones del Comité de Flora y Fauna del Consejo Andaluz de Biodiversidad o en solicitudes de ciudadanos u organizaciones, que deberán proporcionar información científica justificativa. Una vez incluidas, las decisiones se publicarán en el Boletín Oficial de la Junta de Andalucía (BOJA).
 - **Art. 53 Autorización excepcional para la posesión, transporte y comercio de ejemplares de especies exóticas invasoras:** prohíbe la posesión, transporte y comercio de ejemplares de especies exóticas invasoras en Andalucía, a menos que se obtenga una autorización administrativa por razones de investigación, salud o seguridad. Las solicitudes y autorizaciones seguirán el proceso establecido en otros artículos. En caso de detección de especies invasoras, la Consejería de Medio Ambiente puede confiscar, confinar o eliminar los ejemplares. Se autoriza a esta entidad a elaborar planes de control y llevar a cabo acciones para erradicar especies invasoras en el medio natural, especialmente las acuáticas. Además, se establece un seguimiento continuo de las especies con potencial invasor para su posible inclusión en el Catálogo Andaluz de Especies Exóticas Invasoras.
- **Normativa nacional:** el marco legal nacional desempeña un papel crucial en la gestión de especies invasoras en toda España. Se examinan las leyes y regulaciones a nivel estatal que rigen la importación, comercio, transporte y control de especies invasoras. Comprender estas normativas es esencial para una gestión coherente y eficaz de las especies invasoras en todo el país.
 - **Ley de Patrimonio Natural y de la Biodiversidad:** Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad

- **Art. 54 Garantía de conservación de especies autóctonas silvestres:** La Administración General del Estado (AGE) prohibirá la importación o introducción de especies alóctonas susceptibles de competir con las autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos. El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA) mantendrá actualizado el registro de las especies que hayan sido objeto de estos análisis de riesgos y del resultado de los mismos (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013)
 - **Art. 64 Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras:** En este artículo se cita la prohibición de posesión, transporte, tráfico y comercio de individuos vivos, restos o propágulos de especies susceptibles de ser invasoras. Seguimiento de especies con potencial invasor.
 - **Art. 64 bis Especies exóticas invasoras de preocupación para la Unión Europea:** Gestión de EEI de preocupación para la Unión Europea según el Reglamento (UE) nº 1143/2014
 - **Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras:** Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.
 - Prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio, a excepción de animales destinados para investigación, salud o seguridad de las personas o con fines de control o erradicación. Aplicado tanto a animales vivos como a propágulos que puedan reproducirse (modificación Ley 33/2015).
 - Prohibición de introducción de EEI en el medio natural en el ámbito del territorio nacional de aplicación. Queda terminantemente prohibida la introducción de Especies Exóticas Invasoras en el entorno natural dentro del territorio nacional de aplicación. Asimismo, se establece que los ejemplares de especies catalogadas, que sean extraídos de la naturaleza mediante cualquier método, no podrán ser reintroducidos en su hábitat natural.
 - **Art. 7 Efectos de la inclusión de una especie en el catálogo:** quedan prohibidas las actuaciones o comportamientos que se realicen para el fomento de las especies catalogadas. En el ejercicio de la pesca en aguas continentales queda prohibido el uso de EEI como cebo vivo o muerto, así como sus partes y derivados
 - **Art. 10 Medidas de lucha contra las especies exóticas invasoras del catálogo:** Las autoridades competentes adoptarán medidas de gestión, control y posible erradicación. En el marco de estrategias y planes de control, es posible la autorización para la posesión y transporte de los individuos hasta el lugar de eliminación. Las autoridades competentes son las encargadas de autorizar los métodos y condiciones de captura más adecuados para el control
 - **Art. 14 Red de Alerta para la vigilancia de especies exóticas invasoras:** coordinados por el MAPAMA y teniendo puntos focales en las comunidades autónomas. Aplicación con Sistemas de Información Geográfica (SIG) para informar de nuevos focos, localización, riesgos y extensión.
 - **Arts. 15 Características de las estrategias de gestión, control y posible erradicación y 16 Contenido de las estrategias de gestión, control y posible erradicación:** en estos artículos se exponen los diagnósticos, las vías de entrada, medidas, coordinación, seguimiento, eficacia, sensibilización y análisis económico de

la especie a estudiar. No todas las EEI potencialmente peligrosas poseen un análisis de este tipo. Como ejemplo aplicado al estudio de este documento, *Rugulopteryx okamurae* posee implementada esta estrategia desde el año 2022 (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022). Estas estrategias son de carácter orientativo y su elaboración se realiza por el MAPAMA con la colaboración de las Comunidades Autónomas afectadas. Tras la aprobación de estas estrategias, estas son publicadas en el Boletín Oficial del Estado (BOE),

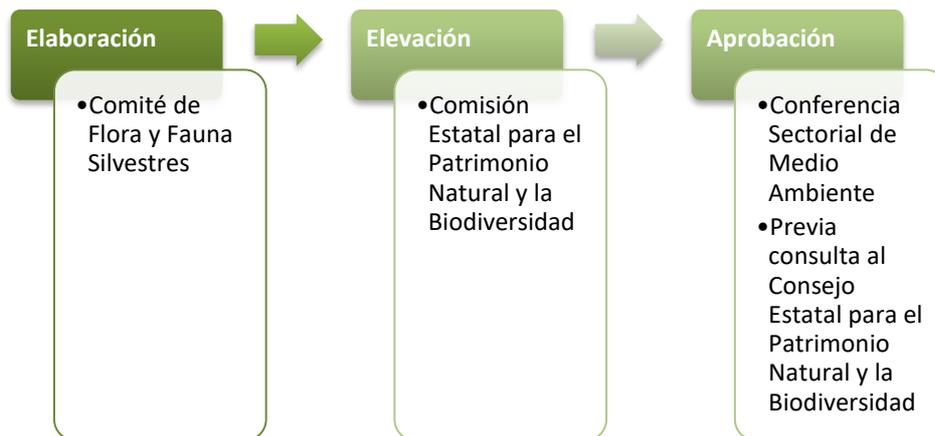


Figura 36: Procedimiento para la elaboración de estrategias

- **Normativa europea:** dentro del contexto europeo, existen directivas y regulaciones específicas que tienen un impacto significativo en la gestión de especies invasoras en España. Se explora como la normativa de la Unión Europea influye en las políticas y acciones adoptadas a nivel nacional y local. Esto incluye aspectos relacionados con la prevención, detección temprana y control de especies invasoras en toda la región.
 - Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras
 - Reglamento de Ejecución (UE) 2022/1203 de la Comisión de 12 de julio de 2022 por el que se modifica el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 con el fin de actualizar la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión.

1.4 Justificación del tema de investigación

La valorización de la biomasa de especies vegetales invasoras locales es un tema de gran relevancia en el ámbito de la ingeniería ambiental debido a sus potenciales beneficios económicos y ambientales. Por lo tanto, justifica un trabajo de fin de máster enfocado en la evaluación de la viabilidad técnica y económica de la valorización de dicha biomasa.

Es esencial analizar los impactos ambientales asociados con la gestión de los residuos vegetales, ya que la eliminación inadecuada de la biomasa de especies invasoras puede tener consecuencias ambientales negativas, incluyendo la contaminación del aire, agua y suelo, así como la degradación del hábitat y la pérdida de biodiversidad. Al mismo tiempo, es necesario identificar las tecnologías más adecuadas para la valorización de la biomasa de especies invasoras y su potencial de aplicación en diferentes contextos, con el fin de minimizar los impactos ambientales y maximizar los beneficios económicos.

Otro punto importante a tener en cuenta es el estudio de las barreras y oportunidades para la implementación de iniciativas de valorización de la biomasa de especies invasoras. Por ejemplo, la falta de incentivos financieros y la falta de conciencia pública sobre el valor potencial de la biomasa de especies invasoras pueden ser barreras importantes. Por otro lado, las oportunidades pueden incluir el desarrollo de tecnologías innovadoras y la promoción de colaboraciones entre empresas y organizaciones para la implementación de proyectos de valorización de la biomasa.

En resumen, la valorización de la biomasa de especies vegetales invasoras locales es un tema de investigación relevante en la ingeniería ambiental debido a sus potenciales beneficios económicos y ambientales, pero también plantea importantes desafíos en términos de gestión de residuos y tecnologías adecuadas. Por lo tanto, un estudio integral de la viabilidad técnica y económica de la valorización de la biomasa de especies invasoras, junto con la evaluación de los impactos ambientales y las barreras y oportunidades para su implementación, puede ser de gran valor para la comunidad científica, las empresas y las políticas públicas.

1.5 Efectos sociales, económicos y laborales de las especies invasoras

En este apartado se abordan tres conceptos muy importantes para comprender los efectos de las EEI sobre la sociedad. Como ya se ha comentado en varias ocasiones a lo largo del estudio, las especies invasoras son aquellas que se introducen en un ecosistema ajeno a su lugar de origen y causan impactos negativos en la biodiversidad y el equilibrio natural. En este sentido, los efectos sociales, económicos y laborales de estas especies son ampliamente estudiados.

En primer lugar, los efectos sociales pueden ser devastadores, ya que las especies invasoras se encargan de desplazar a las especies nativas y, por lo tanto, alteran los ecosistemas que dependen de ellas. Esto puede generar conflictos entre comunidades locales que dependen de los recursos naturales o actividades económicas asociadas a la biodiversidad. Además, cabe destacar que las especies invasoras pueden ser portadoras de enfermedades o parásitos que afectan no solo a otras especies animales o vegetales, sino también al ser humano, poniendo así en riesgo la salud pública.

En cuanto a los efectos económicos, las especies invasoras pueden ocasionar pérdidas significativas en los sectores agrícola, pesquero y forestal, al competir por recursos y causar daños a los cultivos, cosechas o infraestructuras. Estos impactos económicos pueden ser especialmente perjudiciales para las comunidades rurales que dependen de estas actividades para su sustento.

Por último, los efectos laborales de las especies invasoras se relacionan con la pérdida o modificación de empleos en sectores afectados por su presencia. Por ejemplo, la introducción de una especie invasora en un ecosistema acuático puede afectar la pesca comercial y reducir la demanda de mano de obra en esta industria

1.5.1 Efectos sociales

Las especies invasoras pueden tener efectos sociales que afectan al bienestar subjetivo y la conciencia pública. La presencia de especies invasoras puede provocar una reducción de la calidad ambiental y afectar al bienestar social y al bienestar subjetivo (Schelhas et al, 2021). Cabe destacar que la percepción pública sobre las especies invasoras y su impacto puede diferir de la perspectiva de los científicos, por lo que el apoyo público a la gestión y el control de las EEI puede variar notablemente (Jones, 2017). En cuestiones generales, comprender las dimensiones sociales y culturales de las especies invasoras es importante para adoptar enfoques de gestión eficaces, incluida la participación de las comunidades humanas como socios en la gestión (Head, 2017).

Los impactos negativos de las especies exóticas en la sociedad son numerosos, teniendo como ejemplo que pueden afectar a la producción agrícola al competir con los cultivos nativos por recursos como agua, luz solar y nutrientes que se encuentran disponibles en el suelo, lo que puede resultar en una disminución de los rendimientos y pérdidas económicas para los agricultores. Solo en Estados Unidos, las pérdidas de cosechas debido a las especies invasoras ascienden a unos 24.000 millones de dólares anuales, además de que algunas EEI pueden ser tóxicas para el ganado e incluso para los seres humanos (Niculescu & Cismaru, 2013), de manera que, las especies invasoras poseen la capacidad de amenazar la seguridad alimentaria al reducir la disponibilidad de alimentos básicos (Robert et al, 2001). Asimismo, las plantas invasoras pueden dañar la infraestructura, como los sistemas de riego y drenaje, lo que requiere inversiones adicionales su reparación (Shicai Shen, et al, 2017).

En lo que refiere a los impactos generados en los ecosistemas acuáticos, es posible recalcar que algunas especies de plantas invasoras poseen la capacidad de crecer rápidamente en los cuerpos de agua, formando densas coberturas que impiden la entrada de la luz solar y afectando a la calidad de las masas de agua y provocando mal olor (Mohd Zahari & Seswoya, 2021), además del valor estético y económico de los ecosistemas, lo que puede afectar a la pesca, el turismo y otras actividades económicas basadas en los recursos

hídricos como la navegación (Hassan & Nawchoo, 2020). Las plantas invasoras forman rodales monoespecíficos e impiden el movimiento del agua, lo que reduce los niveles de oxígeno, produce, como ya se ha comentado, mal olor y disminuye la calidad y valor económico y ecosistémico del agua (Mohd Zahari & Seswoya, 2021). El crecimiento extremo de las malezas acuáticas también puede provocar inundaciones al bloquear los canales de agua y limitar el movimiento de agua (Chamier et al, 2012). Las plantas invasoras en los ecosistemas ribereños pueden provocar la pérdida de especies nativas animales y vegetales, un aumento de la biomasa y la intensidad de los incendios, lo que provoca erosión y disminución del caudal de los ríos (Schultz & Dibble, 2012)

Además, las especies invasoras pueden aumentar significativamente el riesgo de incendios forestales, ya que por lo general suelen ser más inflamables que las especies nativas (Kapler Smith et al, 2008). La interacción entre el fuego y las plantas invasoras no autóctonas es compleja y no se comprende bien, lo que se evidencia en la necesidad de una síntesis exhaustiva de la información científica sobre este tema (Kumar Kohli et al, 2008). Los regímenes de incendios, que abarcan los aspectos temporales y espaciales del fuego, así como sus características físicas, contribuyen a determinar la recuperación de la vegetación y la resiliencia de los ecosistemas al fuego (Bailey, 2010). Los cambios en los regímenes de incendios, como los provocados por el cambio climático o las políticas humanas, pueden provocar cambios en la dinámica de la vegetación y el establecimiento de nuevas comunidades (Lloret & Zedler, 2009).

Desde una perspectiva de salud humana, algunas especies alóctonas pueden tener impactos en la salud humana. Algunos ejemplos de ello son la ingesta de frutos tóxicos o que la salvia de algunas especies puede provocar dermatitis al contacto con la piel. Además, las plantas no autóctonas ser portadoras de enfermedades o productores de polen alérgico, lo que representa un gran riesgo considerable para las personas incluso sin ser invadidas (Denóbile et al, 2023).

En términos resumidos, los efectos de las EEI trascienden el ámbito ecológico y afectan a la competencia con especies nativas hasta el impacto en la agricultura, la salud humana y el bienestar económico (Cerdeira et al, 2017), las plantas invasoras representan un desafío para la sociedad, siendo fundamental implementar medidas de manejo y control de estas especies para minimizar su impacto y proteger los ecosistemas y comunidades.

1.5.2 Efectos económicos

Según el informe sobre las invasiones biológicas (Vilá et al, 2008) sobre el coste de eliminación de plantas invasoras en España, la gestión de las especies *Carpobrotus* spp., *Eucalyptus* spp., *Acacia* spp., *Cortaderia selloana* y *Ailanthus altissima* representa un impacto económico de aproximadamente 50,5 millones de euros durante 10 años (1998-2008), siendo Andalucía la comunidad autónoma que lidera esta lista con casi 30 millones de euros, seguidos de Extremadura y Canarias (aprox. 6 millones de euros cada una). El mayor porcentaje de este presupuesto ha sido destinado a la eliminación mecánica (Figura 41).



Figura 37: Control mecánico de Hierba de la Pampa (*Cortaderia selloana*), Cádiz. (Vilá et al, 2008)

Otros estudios relacionados comentan unos costes aproximados de 232 millones de euros gastados desde el año 1997 hasta el año 2022 (Angulo et al, 2020), lo que representaría 9.280.000 € anuales durante el periodo estimado de 25 años destinados a la gestión de las EEI, lo que representaría más del 90% del total de gastos, mientras que los daños económicos únicamente se observaron para 2 de las 174 especies estudiadas con costes reportados. En este estudio, además, se recalca que los gastos económicos fueron principalmente dedicados por administraciones regionales o interregionales, que dedicaron aproximadamente el 66% de los costes de acción post-invasión, es decir, una vez que la especie no nativa se encuentra establecida en el ecosistema, y evitando la inversión en la prevención de estas situaciones tan críticas, lo cual se recomienda en las guías internacionales para la gestión de las especies invasoras (Angulo et al, 2020).

Se sugiere, además, la revisión de las leyes actuales debido a que el 36% de las especies invasoras reportadas no se encuentran incluidas en leyes nacionales o europeas.

Para estimar los costes aproximados de cada una de las especies, se ha recurrido a la aplicación [InvaCost](#), una base de datos pública donde se reflejan las estimaciones de costes de las invasiones biológicas a nivel mundial (Diagne et al, 2020), donde es posible encontrar una gran cantidad de datos sobre costes segmentados no solo por género, sino también por año de cita y especie concreta. Es considerada la compilación más actualizada, completa y robusta de este tipo de información, ya que ha sido desarrollado con el objetivo de proporcionar un repositorio contemporáneo y de acceso gratuito de los impactos monetarios relacionados con las especies invasoras, además de ser actualizada de manera regular con contribuciones de los autores y usuarios. Actualmente cuenta con más de 13000 estimaciones de costes compilados. Gracias a esto, se han podido obtener datos reales sobre los costes de gestión de las especies citadas a lo largo de este documento, seleccionando, en la medida de lo posible, la gestión realizada dentro del territorio nacional o europeo y realizando un promedio de costes en euros. En esta tabla no se incluyen las especies de algas debido a que estas no aparecen dentro del registro. En el anexo “**Datos y tablas adicionales. Tabla 5**” se incluyen los datos completos obtenidos de la base de datos, los cuales se resumen en la siguiente tabla 5:

Especie	Gasto promedio anual por especie (€)
<i>Acacia dealbata</i>	9.829,47
<i>Acacia melanoxylon</i>	1.038,28
<i>Ailanthus altissima</i>	2.642,90
<i>Azolla filiculoides</i>	4.396,47
<i>Carpobrotus edulis</i>	7.557,81
<i>Cortaderia spp.</i>	9.175,78
<i>Echhornia crassipes</i>	1.055.875,60
<i>Opuntia ficus-indica</i>	2.825,19

Tabla 5: Coste anual promedio anual por especie terrestre

Tal y como podemos observar en la tabla 5, el mayor gasto a nivel nacional en la erradicación de las especies proviene de la gestión de *Echhornia crassipes* (Jacinto de agua), lo que supone el 95,13% de la inversión total a nivel nacional, siendo el resto del gasto residual en comparación con la gestión del resto de las especies y que coincide con la información disponible en otros estudios (Angulo et al, 2020).

Respecto al costo de gestión de las algas, se toman como ejemplo dos especies presentes en España, *Sargassum muticum*, la cual podríamos asociar con la gestión de *Rugulopteryx okamurae* debido a la biomasa producida y *Undaria pinnatifida*, la cual podría ser asimilable a *Asparagopsis armata* para nuestro estudio (Tabla 6).

Especie	Especie similar	Gasto promedio anual por especie (€)
<i>Sargassum muticum</i>	<i>Rugulopteryx okamurae</i>	28.494,64
<i>Undarium pinnatifida</i>	<i>Asparagopsis armata</i>	822.817,49

Tabla 6: Coste promedio anual estimado por especie de alga

Al igual que pasa con la tabla 5, podemos encontrar los detalles de la información en el anexo “**Datos y tablas adicionales. Tabla 6**”, donde se detalla de manera anual el gasto total estimado y el gasto promedio anual. En esta ocasión se considera el gasto promedio debido a la baja calidad de los datos encontrados, los cuales poseen años duplicados.

Es fundamental considerar que los datos presentados se refieren a países distintos a España, ya que la información se ha extraído de otros territorios. Tomando como referencia el gasto total en el reino Chromista, la cifra estimada anual asciende a aproximadamente 650 millones de euros, con un gasto promedio de alrededor de 7 millones de euros anuales. Es relevante señalar que estos montos corresponden al impacto indirecto generado por las pérdidas económicas derivadas de dichas invasiones. La magnitud de estas pérdidas económicas puede ser considerable y abarcar diversos sectores, desde la agricultura hasta la infraestructura, contribuyendo así a la necesidad de implementar estrategias efectivas de gestión y control de especies invasoras.

Si tenemos en cuenta estos gastos a nivel de comunidad autónoma, podemos proporcionar los siguientes datos (Tabla 7):

Comunidad Autónoma	Gasto promedio anual (€)	Gasto promedio anual (%)
Andalucía	20.028,57	0,58%
Asturias	101.173,03	29,35%
País Vasco	3.597,43	1,46%
Castilla – La Mancha	43.601,92	6,32%

Cataluña	4.640,11	12,38%
Extremadura	115.062,58	10,01%
Galicia	12.934,23	1,50%
Navarra	7.000,00	0,20%
Valencia	3.006,10	38,19%
Total general		100,00%

Tabla 7: Coste promedio anual y porcentaje representado por comunidad autónoma

Según la tabla 7, la comunidad extremeña registra el mayor gasto proporcional en el manejo de especies invasoras, destacándose especialmente en la erradicación y control de *Echhornia crassipes*, que representa un total de 9,48%, lo que representa un gasto promedio anual de 115.062€. No obstante, a nivel nacional, el desembolso anual más elevado corresponde a *Cortaderia selloana* en Asturias, cuyo porcentaje del gasto total (3.447.621 € aproximados, procedentes de la suma de gasto total entre 2008 y 2018 de las provincias mencionadas en la tabla 7 y 8) asciende al 27,79% a pesar de que su gasto promedio anual es considerablemente más bajo que el del jacinto de agua. Es relevante señalar que estos datos reflejan la magnitud del impacto económico asociado a la gestión de especies invasoras, y subrayan la importancia de implementar medidas eficaces para mitigar dichos costes y preservar la biodiversidad local y los ecosistemas afectados. Los datos detallados de esta información se encuentran en el anexo “**Datos y tablas adicionales. Tabla 7**”

Etiquetas de fila	Gasto promedio anual (€)	Porcentaje del gasto total anual a nivel nacional (%)
Andalucía	20.028,57	0,58%
<i>Azolla filiculoides</i>	20.028,57	0,58%
Asturias	101.173,03	29,35%
<i>Carpobrotus edulis</i>	53.773,95	1,56%
<i>Cortaderia selloana</i>	106.439,60	27,79%
País Vasco	3.597,43	1,46%
<i>Ailanthus altissima</i>	1.000,00	0,03%
<i>Cortaderia selloana</i>	3.797,23	1,43%
Castilla-La Mancha	43.601,92	6,32%
<i>Ailanthus altissima</i>	14.010,48	0,41%
<i>Echhornia crassipes</i>	50.999,79	5,92%
Cataluña	4.640,11	12,38%
<i>Acacia dealbata</i>	5.381,90	0,47%
<i>Ailanthus altissima</i>	4.794,21	8,90%
<i>Carpobrotus edulis</i>	7.966,67	2,31%
<i>Cortaderia selloana</i>	1.813,74	0,63%
<i>Opuntia ficus-indica</i>	828,00	0,07%
Extremadura	115.062,58	10,01%
<i>Azolla filiculoides</i>	9.255,50	0,54%
<i>Echhornia crassipes</i>	326.676,74	9,48%
Galicia	12.934,23	1,50%
<i>Acacia dealbata</i>	23.172,18	0,67%
<i>Acacia melanoxylon</i>	6.717,96	0,19%
<i>Cortaderia selloana</i>	10.923,40	0,63%
Navarra	7.000,00	0,20%
<i>Ailanthus altissima</i>	7.000,00	0,20%

Valencia	3.006,10	38,19%
<i>Acacia melanoxylon</i>	328,32	0,08%
<i>Ailanthus altissima</i>	1.417,17	5,10%
<i>Azolla filiculoides</i>	1.685,76	2,10%
<i>Carpobrotus edulis</i>	6.995,30	15,42%
<i>Cortaderia selloana</i>	594,00	1,43%
<i>Echhornia crassipes</i>	9.679,81	7,58%
<i>Opuntia ficus-indica</i>	2.903,00	6,48%
Total general		100,00%

Tabla 8: Coste promedio anual representado por comunidad autónoma y especie.

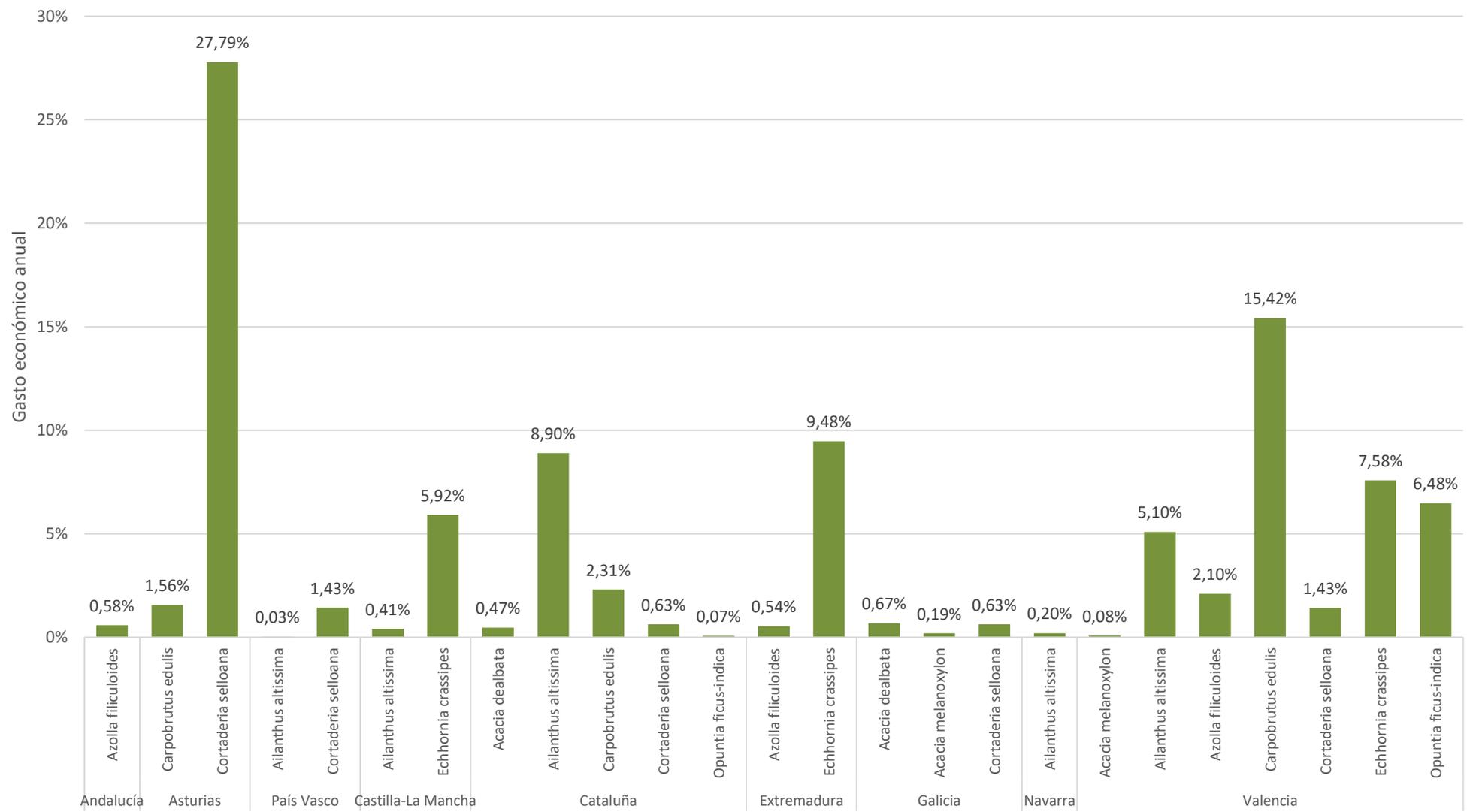


Figura 38: Coste comunidad autónoma y EEI

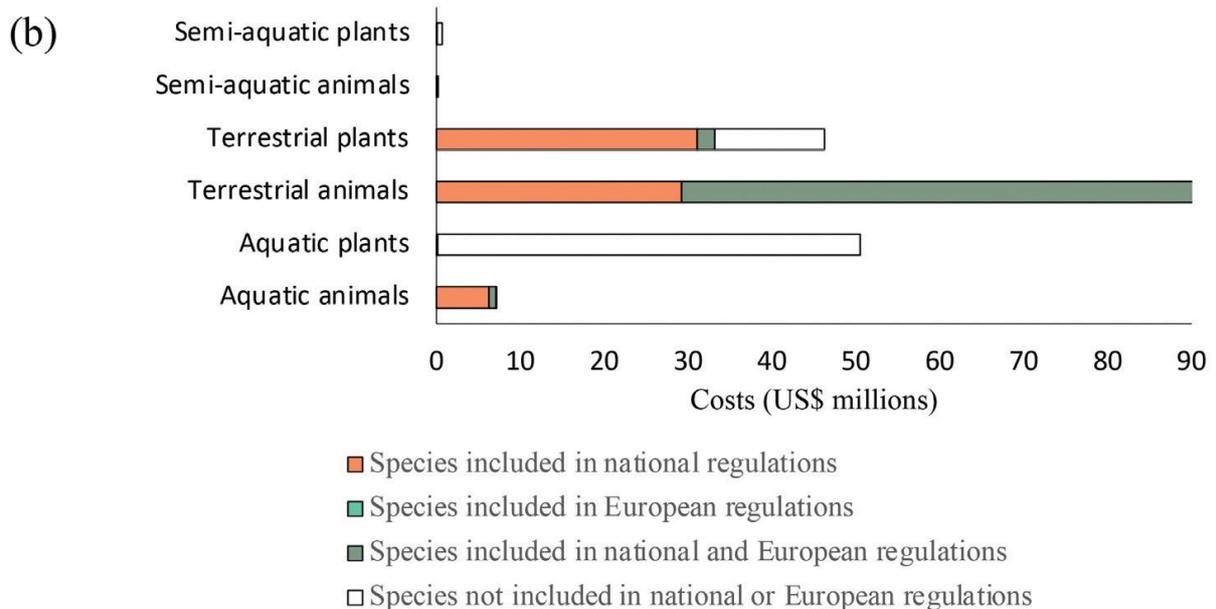
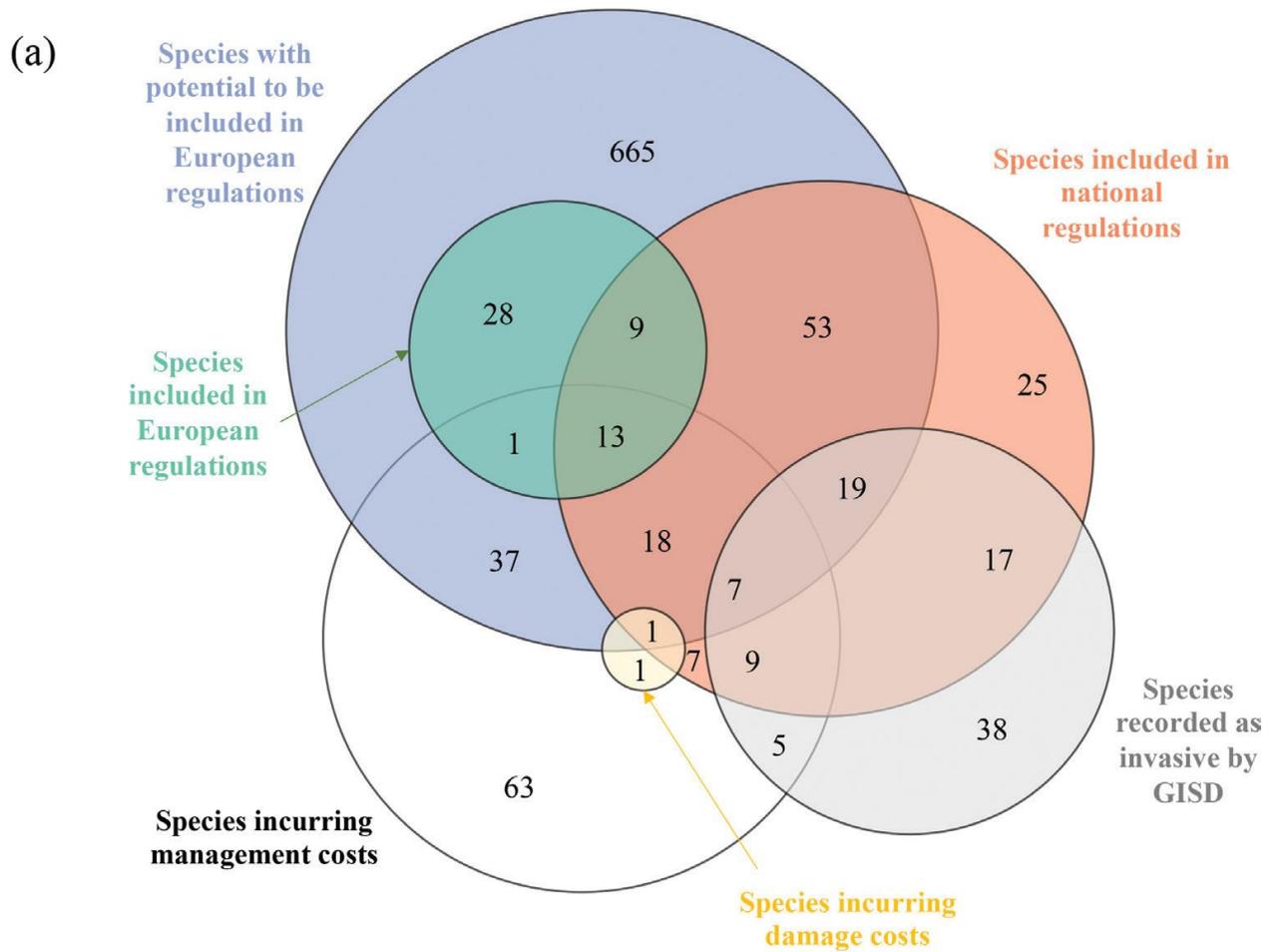


Figura 39: (GISD, 2022); (Pagad et al 2018)

1.5.3 Efectos laborales

Además de los efectos ya comentados anteriormente, las EEI poseen impactos significativos en varios sectores de la economía y el bienestar de las personas, incluida la salud animal y humana, la vegetación e infraestructura urbanas, los sistemas de agua y energía y los pueblos indígenas. Dentro de estos impactos se incluyen los empleos. Pueden causar grandes pérdidas económicas y su control requiere un gasto público y privado sustancial (Flouton, 2023). En particular, la presencia de especies invasoras puede provocar la disminución de especies nativas, lo que podría afectar a industrias como la pesca industrial y el turismo que dependen de estas especies (Marsh et al, 2021), además de otros trabajos relacionados con la agricultura y la silvicultura, entre otros (Rodrigues Carmo et al, 2018). Los efectos de las especies invasoras en el empleo pueden ser indirectos pero significativos, ya que pueden interrumpir las industrias y los ecosistemas que respaldan las oportunidades de empleo (Khoshnood et al, 2013).

Además de los impactos ya comentados, las EEI poseen algunos efectos sobre los puestos de trabajo de varios sectores. Podemos recalcar los del sector de la jardinería (Dutta et al, 2021), ya que muchas de las plantas incluidas en los catálogos nacionales pertenecen a la categoría de plantas ornamentales (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2013), muchas de las cuales se propagan rápidamente y pueden ser difíciles de controlar, lo que requiere de un mayor esfuerzo y recursos para su eliminación. Esto puede generar la necesidad de contratación de más personal especializado en el control de las especies invasoras (Dehnen-Schmutz & Conroy), lo que puede aumentar los costes laborales para las empresas especializadas en jardinería y paisajismo. Además, la presencia de especies invasoras puede afectar a la demanda de los servicios de jardinería, ya que los espacios naturales pueden preferir la eliminación de estas plantas al mantenimiento de la salud y la estética de sus jardines y paisajes.

Los puestos de trabajo relacionados con la gestión de espacios naturales también pueden verse afectados por las especies invasoras comentadas durante el estudio. La presencia de las EEI puede requerir una mayor inversión en los programas de control y erradicación, lo que puede reducir los recursos disponibles para otras actividades y programas de conservación y gestión del medio ambiente. Además, ya que la introducción de especies invasoras afecta negativamente a los ecosistemas y a las especies nativas, teniendo un gran impacto en los puestos de trabajo relacionados con la investigación y la protección de la biodiversidad (Martín-López & García Llorente, 2007).

En lo que respecta a la pesca industrial, la presencia de organismos acuáticos invasores como la *Rugulopteryx okamurae* puede alterar los ecosistemas y provocar daños socioeconómicos (Rice, 2021). Las algas invasoras poseen efectos negativos en la fauna nativa, incluida la gorgonia mediterránea (*Paramuricea clavata*), una especie clave en los conjuntos coralígenos. El crecimiento excesivo de algas invasoras reduce la supervivencia, aumenta las tasas de necrosis y reduce la biomasa en las colonias de la especie, además de otras especies consideradas como recursos pesqueros (Linguo & Yulin, 2019). Cabe destacar que los corales desempeñan un papel crucial en los ecosistemas marinos, brindando una serie de funciones vitales. De cara a la biodiversidad perteneciente a los anteriormente denominados recursos pesqueros, los corales proporcionan refugio y hábitat para muchas especies marinas, ya que sus huecos y grietas sirven como lugares de reproducción y refugios tanto para peces como para otros organismos. Proporcionan hábitats únicos que albergan una amplia variedad de especies marinas.



Figura 40: Gorgonia roja (*Paramuricea clavata*) (Junta de Andalucía, s.f.)

Como conclusión a este apartado podemos determinar que las especies invasoras vegetales pueden tener efectos significativos sobre los puestos de trabajo de diferentes sectores. Es por ello por lo que es importante prevenir la introducción y propagación de especies invasoras, así como para desarrollar estrategias de control y gestión efectivas para minimizar su impacto en los puestos de trabajo y en el medio ambiente en general.

2 ESTUDIO SOBRE LOS PROCESOS DE APROVECHAMIENTO Y GESTIÓN DE ESPECIES VEGETALES INVASORAS

En este apartado se abordan diversos aspectos técnicos, económicos y sociales que deben ser considerados al evaluar el aprovechamiento de biomasa vegetal procedente de EEI. Es fundamental comprender los procesos de aprovechamiento de especies vegetales invasoras dentro del territorio nacional, ya que, tal y como se ha comentado a lo largo de este documento, estas representan una amenaza para los ecosistemas naturales, la biodiversidad y la productividad agrícola.

Es necesario analizar las técnicas y métodos adecuados para su gestión, de manera que se minimice su impacto negativo y se promueva su utilización sostenible. Además, desde un enfoque económico, es importante evaluar el potencial de aprovechamiento de biomasa vegetal como fuente de ingresos y desarrollo económico, lo que implica el cálculo de los costes de extracción, procesamiento y comercialización de la biomasa, así como identificar los mercados y sectores que podrían beneficiarse de su utilización.

Por último, es necesario recalcar que se deben considerar los aspectos sociales relacionados con el aprovechamiento de las especies alóctonas vegetales y es necesario evaluar el impacto en las comunidades locales, incluyendo aspectos técnicos como el empleo, la equidad de género y la participación comunitaria para tomar decisiones contundentes contra la erradicación de las EEI.

En conclusión, este apartado proporciona un marco integral para comprender y evaluar los procesos de aprovechamiento y gestión de especies vegetales invasoras, teniendo en cuenta aspectos técnicos, económicos y sociales que son fundamentales para una utilización sostenible de la biomasa vegetal.

2.1 Aspectos técnicos y económicos y sociales a considerar en la evaluación del aprovechamiento de la biomasa vegetal

2.1.1 Aspectos técnicos

La evaluación de los aspectos técnicos en la utilización de la biomasa vegetal desempeña un papel crucial para asegurar un aprovechamiento eficiente y sostenible de este recurso, que se considera renovable. Este proceso implica analizar la cantidad, calidad y composición de la biomasa disponible, así como evaluar los métodos de recolección, procesamiento, eficiencia energética y posibles impactos ambientales. Además, se considera la logística de transporte y almacenamiento, junto con la evaluación de tecnologías de conversión, como la combustión o la gasificación.

En conjunto, esta evaluación es esencial para garantizar un uso responsable de la biomasa vegetal proveniente de las fuentes de energía renovable, ya que es necesario realizar un procesamiento adecuado para evitar las posibles propagaciones accidentales de especies. Por esta razón, la evaluación de la utilización de la biomasa vegetal es una tarea compleja que requiere una cuidadosa consideración de diversos aspectos técnicos,

permitiendo adquirir una comprensión global del potencial y los desafíos asociados con el aprovechamiento de este recurso.

Gracias a estos aspectos, podremos tomar decisiones informadas que nos permitirán aprovechar eficazmente el inmenso potencial de la biomasa para contribuir a un futuro sostenible.

- **Disponibilidad de la biomasa:**

La disponibilidad de la biomasa es un aspecto crucial que evaluar al considerar su uso como fuente de recursos renovable, ya que se reconoce este recurso como un sustituto prometedor de las materias primas fósiles en la producción de energía, combustibles y productos químicos (Troiano et al, 2023). Este aspecto implica analizar la cantidad de biomasa vegetal que puede ser recolectada o cultivada de manera sostenible en lugares originarios donde la especie no sea considerada como invasora, si no como nativa. Para determinar la disponibilidad de biomasa, se deben considerar diversos factores, como la tasa de crecimiento de las plantas, la regeneración natural y la capacidad del ecosistema para soportar dicha especie. La estimación de la disponibilidad de biomasa se puede realizar mediante instrumentos como los planes de gestión forestal, que proporcionan información sobre el suministro forestal y la disponibilidad de biomasa a medio plazo (Colantoni et al, 2013).

Es importante tener en cuenta la tasa de crecimiento de las EEI utilizadas para la obtención de biomasa, ya que algunas especies vegetales poseen un crecimiento rápido y una alta productividad, lo que las convierte en una opción atractiva para la producción de recursos. Cabe destacar que otras especies tienen un crecimiento más lento y, por lo tanto, una menor productividad, lo que limita su disponibilidad como fuente de biomasa. En concordancia con esto, también es necesario tener en cuenta la futura demanda de alimentos, la productividad de los bosques y los cultivos energéticos, así como la disponibilidad de tierras degradadas y los distintos tipos de uso de la tierra (Hoogwijk et al, 2003)

La biomasa de las especies de plantas invasoras puede considerarse y utilizarse como un servicio ecosistémico, particularmente para la producción de bioenergía, ya que muchas de las EEI muestran una alta producción de biomasa y energía por hectárea, comparables a los ecosistemas bioenergéticos actuales (Van Meerbeek et al, 2015).

Para medir los diferentes aspectos de este apartado, se considera la unidad funcional de 1 tonelada de biomasa debido a la diferencia de densidades poblacionales que podrían presentar las distintas especies estudiadas en una hectárea cuadrada. Según la disponibilidad de información, a continuación, se incluye una tabla con los datos sobre la cantidad aproximada recogida en una hectárea de superficie (tabla 9). Cabe destacar que el origen de estos datos pertenece a los diferentes artículos científicos relacionados con cada una de las especies, a excepción de la especie *Opuntia ficus-indica*, de la cual únicamente se ha podido encontrar información relacionada con la producción de las palas de la chumbera.

Especie	Cantidad recogida (t/ha)	Fuente
<i>Acacia dealbata</i>	336,85	(Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín, 2009)
<i>Acacia melanoxylon</i>	192,58	(De-sheng, 2010)
<i>Ailanthus altissima</i>	41,05	(Wickert et al, 2017)
<i>Azolla filiculoides</i>	9,00	(Portela, 2017)
<i>Carpobrotus edulis</i>	35,59	(Campos & Herrera, 2009)
<i>Cortaderia spp.</i>	55,00	(Pérez et al , 2021)
<i>Echhornia crassipes</i>	215	(Delgado et al, 1992)

<i>Opuntia ficus-indica</i>	105,00 ¹⁰	(Masiá Montalvá, 2008)
<i>Rugulopteryx okamurae</i>	27,49	(Contreras, 2022)
<i>Asparagopsis armata</i>	30,00	(CABI Compendium, 2019)

Tabla 9: Toneladas por hectárea recogidas por especie

Tras analizar los datos de cantidades recogidas por especie, se puede determinar que el helecho de agua (*Azolla filiculoides*) podría no ser un buen candidato para el uso de su materia prima para el ámbito industrial debido a la baja productividad por hectárea y, como se verá más adelante, el alto coste de obtención de esta. Sin embargo, existen numerosos proyectos de gestión de su biomasa donde se aprovecha en un gran porcentaje de esta, por lo que en grandes superficies invadidas podría ser una buena opción redirigir la materia obtenida a actividades artesanales. De esta manera, se aprovecha al máximo la materia prima producida por la vegetación invasora, a la misma vez que se realiza una importante inclusión social y económica de sectores artesanales más desfavorecidos.

Además, en relación con la explotación comercial de estas especies, es esencial tener un conocimiento de su patrón de distribución y la abundancia de las especies de interés comercial, así como comprender las tendencias temporales asociadas. Además, se requiere evaluar los impactos ecológicos derivados de la recolección de las poblaciones, así como los relacionados con la propia introducción y explotación de las EEI.

- **Calidad de la biomasa:**

Cuando se habla de la calidad de biomasa en EEI se refiere a la evaluación de la calidad o valor de la materia prima que estas plantas producen. En términos de definición, comprendemos este concepto como la composición química y características estructurales de la biomasa vegetal, lo que puede influir significativamente en las tasas de descomposición, el ciclo de nutrientes y las interacciones con otros organismos en el ecosistema (Villar et al, 2015). Las EEI a menudo tienen rasgos de calidad distintas en comparación con las especies nativas, teniendo implicaciones en el funcionamiento del ecosistema. Un ejemplo de esto podría ser que las plantas invasoras tienden a poseer una mayor concentración de nitrógeno y fósforo, lo que conduce a una mayor disponibilidad de nutrientes y dinámicas alteradas en el ciclo de nutrientes en los ecosistemas invadidos. Además, el contenido en lignina y la complejidad estructural de la biomasa vegetal invasora pueden afectar a las tasas de descomposición, afectando al almacenamiento de carbono en el suelo. Comprender y cuantificar la calidad de la biomasa de las EEI es esencial para evaluar sus impactos ecológicos y desarrollar estrategias de gestión efectivas.

En este caso, es necesario examinar los factores que influyen en dicha calidad, que incluye aspectos como:

- a) **Historia de invasión de la especie:** plantas invasoras con una historia de establecimiento más larga tienden a tener una mayor producción de biomasa y contenido de nutrientes en comparación con las especies recientemente introducidas (Feng et al, 2007)
- b) **Contenido de nutrientes:** la presencia y concentración de nutrientes esenciales, como potasio, nitrógeno, fósforo, entre otros, que son fundamentales para el crecimiento de las plantas. Dependiendo de la especie, las plantas necesitan estos nutrientes en cantidades variables para su ciclo vital, por lo que desempeña un papel muy importante tanto en el desarrollo como en la reproducción y la resistencia de las plantas (Saleem et al, 2023).

¹⁰ En referencia a la producción de palas de la chumbera.

Además de los mencionados, existen otros nutrientes necesarios en menor medida para mantener el ciclo de vida vegetal, como el zinc o el cobre (Gupta et al, 2022).

- c) **Composición química:** la determinación de la calidad vegetal está influida de manera crucial por su composición química. Los componentes químicos principales de la biomasa incluyen carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, azufre y compuestos orgánicos como celulosa, hemicelulosa o lignina (Nawawi et al, 2018), componentes que contribuyen a las propiedades aproximadas y a su poder calorífico. Cabe destacar que los distintos componentes de la biomasa (por ejemplo, madera, corteza y hojas), tienen diferentes composiciones químicas, lo que puede afectar a su idoneidad para distintas aplicaciones energéticas (Godin et al, 2013). La eficacia de la biomasa para los distintos propósitos industriales, como la alimentación animal, la producción de biocombustibles o la generación de productos químicos, se ve influenciada de forma directa por la proporción de diversos compuestos químicos (Gnanasekaran et al, 2023).
- d) **Fibra y celulosa:** la calidad de la biomasa también se ve influenciada por la cantidad y tipo de fibra, incluida la celulosa. Elementos fundamentales como el contenido de carbohidratos y lignina son esenciales para los procesos de conversión biológica, y las fibras de celulosa y nanofibras de origen natural son consideradas materiales ecológicos clave para un uso sostenible de la misma (Prasad Shadangi et al, 2023). La caracterización de la biomasa implica, por tanto, analizar el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina, junto con el tamaño de partículas, contenido extractivo y propiedades térmicas. Además, la uniformidad de la lignina ha demostrado tener un importante impacto en el rendimiento mecánico de los materiales de carbono derivados de la biomasa, destacando así la importancia de la estructura de la lignina en el desarrollo de productos renovables (Li et al, 2020).
- e) **Impurezas:** la existencia de impurezas en la biomasa recogida, tales como metales pesados o contaminantes, tiene el potencial de tener un impacto adverso en la calidad de la biomasa y su adecuación para varios propósitos, como la producción de alimentos o forrajes para animales de ganadería. Actualmente existen algunos métodos de alteración de la biomasa con el objetivo de disminuir las impurezas y potenciar la calidad de la biomasa, entre los cuales podemos encontrar el uso de ácido inorgánico fosforado de baja valencia como agente modificador (Zhang Zongchao, 2020).
- f) **Digestibilidad:** cuando se habla de alimentación humana o animal, la digestibilidad es un factor crucial para determinar la calidad de la biomasa obtenida a partir de las EEI, ya que influye la digestibilidad de nutrientes como las proteínas, los lípidos o los carbohidratos importantes en la formulación de los alimentos (Placheta et al, Barbara, 2022). En lo que a alimentación animal respecta, los piensos altamente digeribles poseen la capacidad de reducir costes económicos de producción, reducir el desperdicio de pienso y minimizar el riesgo de eutrofización (Lee & Stein, 2022). Asimismo, se tiene conocimiento de que los piensos acuícolas elaborados a partir de microalgas son altamente digeribles y poseen características compatibles con el medio ambiente (Djajadi, 2022).

Al comprender estos factores que influyen en la calidad de la biomasa, se pueden desarrollar estrategias de gestión para mantener o mejorar la calidad de esta materia prima procedente de las EEI, lo cual a su vez pueden contener implicaciones que ayuden a su control y mitigación. Además, mejorar la calidad de la biomasa de las plantas invasoras también puede tener beneficios económicos al proporcionar una fuente potencial de biomasa para fines industriales (Aguilera et al, 2009).

Además de lo comentado, es necesario recalcar que es crucial evaluar cuidadosamente e implementar estrategias de gestión que consideren los compromisos ecológicos y económicos asociados con mantener o mejorar la calidad de la biomasa de las EEI. Esto requiere una comprensión integral de la biología, ecología e impactos de las plantas invasoras, así como el desarrollo de enfoques de gestión integrados que combinen diferentes tácticas como métodos de control mecánico, químico y biológico (Aguilera et al, 2009).

2.1.2 Aspectos económicos:

La consideración de los aspectos económicos en la obtención de biomasa proveniente de las EEI es necesario debido a la dinámica peculiar de estas en comparación con los cultivos controlados. A pesar de que la producción de las materias primas a partir de las especies invasoras es esencialmente gratuita, su erradicación y extracción del entorno natural implican costes significativos asociados con el proceso de retirada y gestión.

El hecho de que estas especies se reproduzcan libremente y sin coste aparente puede malinterpretarse como un recurso inagotable de biomasa sin costes asociados. No obstante, la realidad económica se manifiesta en la necesidad de abordar activamente la proliferación de las EEI para evitar las consecuencias negativas en los ecosistemas locales. La erradicación de estas especies ya sea a través de métodos físicos, químicos o biológicos, conlleva una inversión financiera para llevar a cabo acciones de control y restauración de los ecosistemas afectados.

Además, esta gestión adecuada de la biomasa también requiere una planificación y ejecución cuidadosas, implicando costes logísticos y mano de obra. Además, es esencial considerar los costes asociados con la selección y transporte de la biomasa recolectada, así como su procesamiento y transformación en productos útiles.

- **Coste de obtención de biomasa:**

En España no existe un registro fiable a partir del cual es fácilmente estimable el coste por tonelada de las especies seleccionadas para el estudio, por lo que se han cruzado diferentes fuentes para conseguir dicha información. Cabe destacar, que los datos proporcionados a continuación son una mera estimación de la realidad, ya que se han utilizado datos económicos disponibles en InvaCost (Diagne et al, 2020) junto con las Memorias Anuales de las Actuaciones de Especies Invasoras (Generalitat Valenciana, 2017). Se ha mantenido el rigor temporal de dichas estimaciones, seleccionando datos desde al año 2009 hasta el año 2013, año en el que deja de existir un registro en peso de la biomasa recolectada. Esta estimación incluye las especies *Acacia melanoxylon*, *Ailanthus altissima*, *Azolla filiculoides*, *Carpobrotus edulis*, *Cortaderia selloana*, *Echhornia crassipes* y *Opuntia ficus-indica*.

El resto de las especies se han obtenido a partir de fuentes diversas, siendo el único origen de dato directo el correspondiente a la *Acacia dealbata*. En el caso de *Rugulopteryx okamurae* se ha realizado la estimación a partir de datos disponibles en la “Estrategia de Control del Alga *Rugulopteryx okamurae* en España” y, por último, el dato correspondiente a *Asparagopsis armata* es un promedio seleccionado en el estudio de (Rudovica et al, 2021).

La justificación de estos cálculos se puede encontrar en el anexo “**Datos y tablas adicionales. Tabla 5**”, donde se adjuntan los datos originales y las fuentes de las que provienen. Por tanto, podemos estimar que el coste económico por tonelada es el que aparece en la tabla 10:

Especie	Coste (€/t)	Fuente
<i>Acacia dealbata</i>	37,00	(Valero Gutiérrez del Olmo & Picos Martín,

		2009)
<i>Acacia melanoxylon</i>	404,48	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Ailanthus altissima</i>	498,47	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Azolla filiculoides</i>	1.627,51	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Carpobrotus edulis</i>	1.995,03	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Cortaderia selloana</i>	348,92	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Echhornia crassipes</i>	664,76	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Opuntia ficus-indica</i>	91,31	(Generalitat Valenciana, 2017)
<i>Rugulopteryx okamurae</i>	40,00* ¹¹	(Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2022)
<i>Asparagopsis armata</i>	63,00*	(Rudovica et al, 2021)

Tabla 10: Coste de obtención por tonelada de biomasa por especie

En la tabla 11 se presentan los costes aproximados por hectárea de biomasa procedente de EEI.

Especie	Coste (€/hectárea)
<i>Acacia dealbata</i>	12.464,80
<i>Acacia melanoxylon</i>	77.894,76
<i>Ailanthus altissima</i>	20.462,06
<i>Azolla filiculoides</i>	14.647,62
<i>Carpobrotus edulis</i>	71.003,00
<i>Cortaderia selloana</i>	19.190,64
<i>Echhornia crassipes</i>	142.923,25
<i>Opuntia ficus-indica</i>	9.587,93
<i>Rugulopteryx okamurae</i>	1.099,60
<i>Asparagopsis armata</i>	1.890,00

Tabla 11: Coste de obtención por hectárea invadida

2.2 Tecnologías clásicas disponibles para la transformación de la biomasa vegetal:

La biomasa vegetal es un recurso renovable y una fuente potencial de energía y materiales renovables. La transformación de la biomasa puede contribuir a la diversificación de la matriz energética y la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero, así como a la promoción de la economía circular y la gestión sostenible de los recursos naturales.

¹¹ Obtención de biomasa húmeda. Si se considera el secado del material se aplican 85€ adicionales al coste de obtención del material (Rudovica et al, 2021)

Existen diversas tecnologías disponibles para la transformación de la biomasa vegetal, cada una con sus propias ventajas y desventajas en términos de viabilidad técnica, económica y ambiental. Estas tecnologías incluyen la combustión, la gasificación, la pirólisis, la fermentación, la hidrólisis ácida y el tratamiento térmico, entre otras más novedosas que se pretenden exponer en este trabajo, fomentando así el aprovechamiento de la biomasa actualmente desechada como materia prima en diferentes industrias, como puede ser la industria papelera o la ganadera (Santos Bellorín, 2010) e incluso usos más revolucionarios de cara al sector tecnológico, donde se propone la sustitución de vidrio de carbono por material hecho a base de *Cortaderia selloana* (Jia et al, 2017).

La elección de la tecnología adecuada dependerá de factores como la disponibilidad de la biomasa, la escala del proyecto y el objetivo de valorización de la biomasa. Es importante considerar también los impactos ambientales asociados a la transformación de la biomasa y la gestión de los residuos generados en el proceso.

En resumen, la transformación de la biomasa vegetal ofrece una oportunidad para la transición hacia un modelo de desarrollo más sostenible y la valorización de la biomasa de especies invasoras puede contribuir a la gestión efectiva de estos organismos no nativos, al mismo tiempo que se genera valor añadido y se promueve la economía circular.

Es por tanto que la gestión eficaz de las EEI presenta desafíos significativos no solo a nivel ambiental, sino también a nivel tecnológico. La elección de la tecnología y procesos más apropiados para la conversión de un tipo específico de biomasa está estrechamente vinculada a su composición y grado de humedad, variando significativamente el proceso a realizar tal y como se indica en las figuras 53 y 54. Además, el destino final del producto también desempeña un papel crucial en la determinación de la ruta de conversión más efectiva.

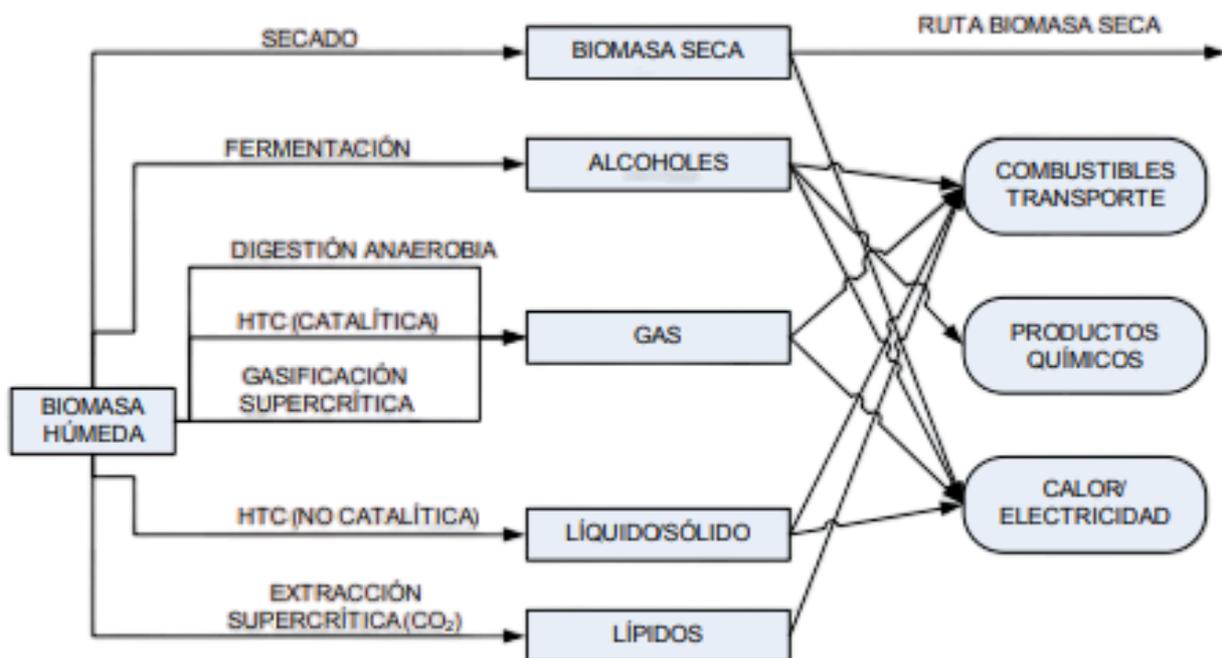


Figura 41: Tecnologías de la conversión de la biomasa húmeda (Arauzo et al, 2014)

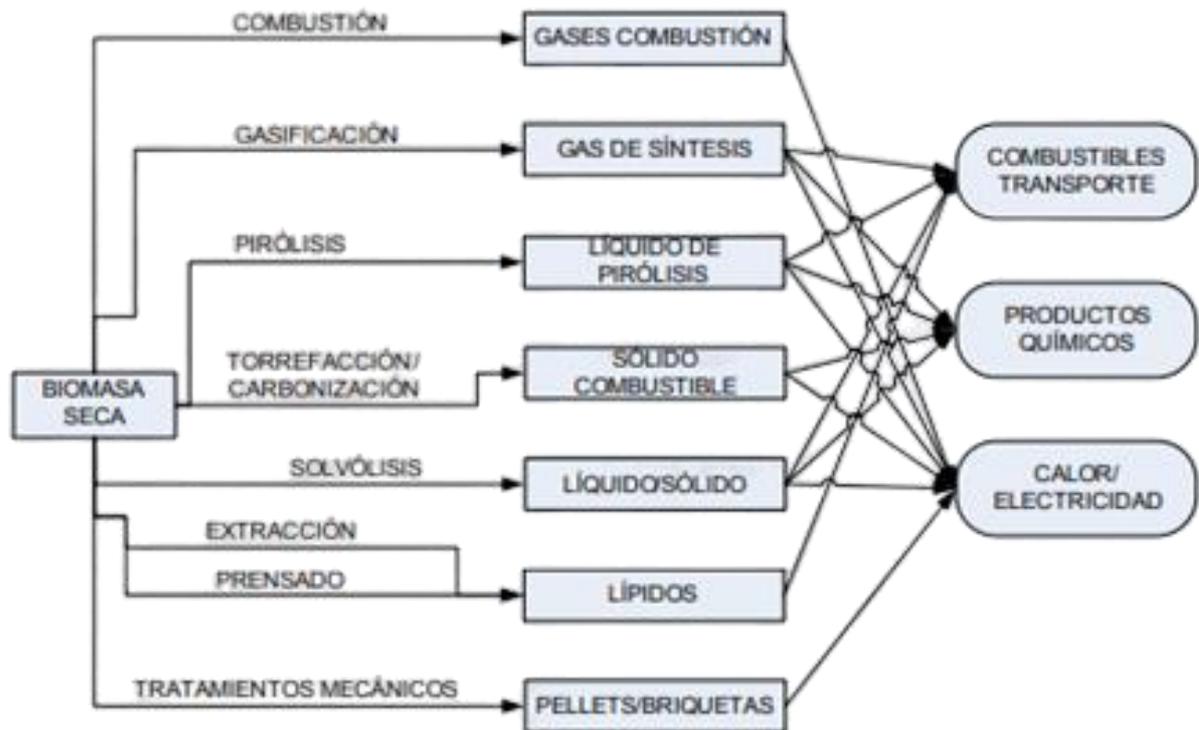


Figura 42: Tecnologías de la conversión de la biomasa seca (Arauzo et al, 2014)

A continuación, se examinan las tecnologías líderes en la conversión de biomasa vegetal, brindando una comprensión integral de sus aplicaciones, ventajas y consideraciones clave. Según los estudios realizados previamente, dichas categorías pueden dividirse en cuatro grupos fundamentales (Arauzo et al, 2014):

- **Conversión biológica:** la conversión biológica es un aspecto clave de las tecnologías de conversión de biomasa. Las pilas de combustible microbianas se pueden utilizar, por ejemplo, convertir la biomasa en hidrógeno (Tripathi et al, 2023).
 - **Fermentación:** la fermentación es un proceso biológico de transformación de la materia orgánica en el que los microorganismos, como bacterias, levaduras o hongos, utilizan compuestos orgánicos como fuente de energía en ausencia de oxígeno. Durante este proceso, los microorganismos descomponen los azúcares y otros compuestos orgánicos en productos finales más simples, como alcohol, ácido láctico, ácido acético, dióxido de carbono, entre otros (Morales et al, 2023). La fermentación se utiliza en diversas aplicaciones, como la producción de alimentos como el pan, bebidas alcohólicas como la cerveza y el vino y una gran gama de productos químicos (Sahoo et al, 2023), así como en la producción de biocombustibles a partir de biomasa. La fermentación es un proceso importante en la biotecnología, permitiendo la obtención de productos a partir de fuentes que es posible considerar como renovables y puede ser una alternativa sostenible a la fabricación de productos químicos y combustibles fósiles (Kaparapu, 2023).
 - **Digestión anaerobia:** la digestión anaerobia representa un proceso biológico de transformación de la materia orgánica en un entorno sin presencia de oxígeno, llevado a cabo por una comunidad de microorganismos (Zhang et al, 2023). Durante esta secuencia, la materia orgánica experimenta descomposición en compuestos más simples, tales como ácidos grasos, hidrógeno y dióxido de carbono y su eficiente se encuentra significativamente relacionada con factores como la temperatura el pH, las tasas de carga del sustrato y la presencia de compuestos inhibidores (Zhang et al, 2023). Estos componentes son

posteriormente metabolizados por bacterias para generar metano y CO_2 , conjunto de gases que se denomina biogás y que puede ser empleado como fuente de energía térmica y eléctrica. También puede ser sometido a procesos de purificación para obtener combustibles de alta calidad como el biometano.

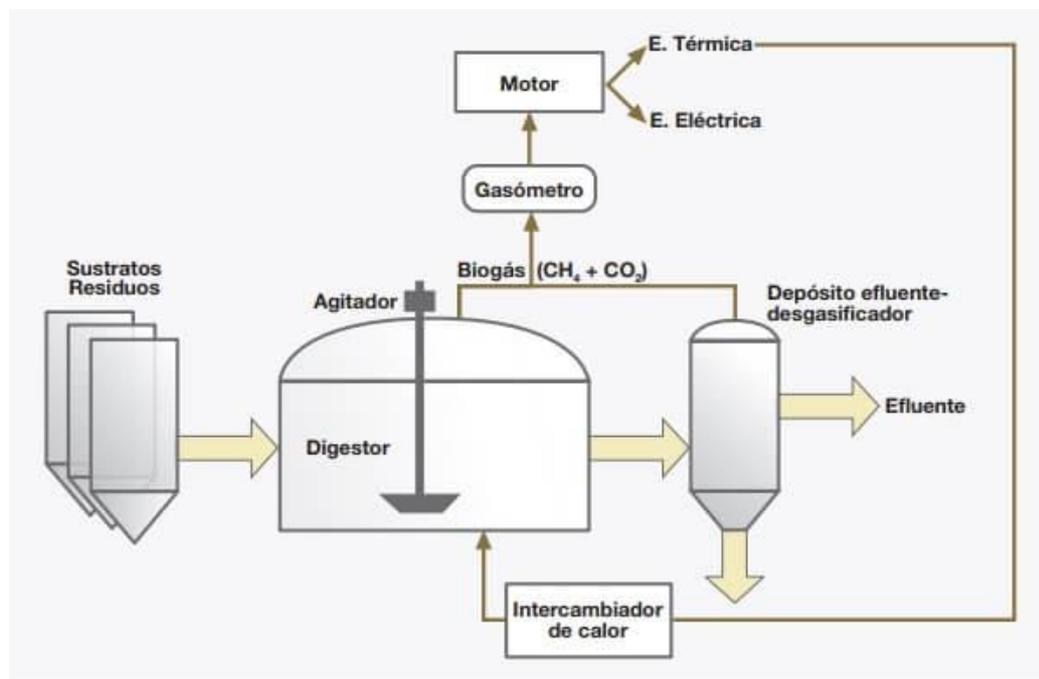


Figura 43: Proceso de digestión anaerobia (BiodiSol, s.f.)

Este tipo de transformación encuentra aplicaciones frecuentes en el tratamiento de residuos orgánicos, presentándose como una alternativa sostenible al vertido en vertedero o a la incineración de desechos. Además, destaca por su capacidad para contribuir a la reducción de emisiones de GEI, debido principalmente a que el metano generado durante el proceso puede ser recuperado y utilizado como fuente de combustible renovable (Jasinska et al, 2023).

- **Hidrólisis enzimática:** la hidrólisis enzimática constituye un procedimiento que emplea enzimas para fragmentar moléculas complejas en elementos más reducidos, como la conversión de proteínas en péptidos o la descomposición de biomasa en azúcares fermentables. Este enfoque, reconocido por su rentabilidad y eficiencia, destaca por su alto rendimiento y la mínima generación de productos de degradación (Sokolov et al, 2023).

La optimización de los parámetros de la hidrólisis enzimática, tales como el tiempo de hidrólisis, la relación enzima-sustrato y la temperatura, juega un papel crucial en la consecución del grado deseado de hidrólisis y las propiedades funcionales del hidrolizado (Matthaios Migkos et al, 2021). Los hidrolizados resultantes presentan aplicaciones potenciales en la elaboración de alimentos funcionales, como aditivos en piensos para animales y fuentes de aminoácidos esenciales.

- **Compostaje:** el compostaje es un proceso de conversión biológica que transforma los residuos orgánicos de todo tipo (animales o vegetales) en abono, una importante fuente de energía para las plantas utilizada en jardinería y agricultura (Wu et al, 2022). Este proceso implica la degradación y conversión de materiales complejos a materiales más simples por

parte de microorganismos mesófilos¹² y termófilos¹³ (Cao, 2022). Para llevar a cabo el compostaje de manera efectiva, es esencial contar con materias primas apropiadas y mantener un equilibrio adecuado de nutrientes, humedad y partículas que faciliten la descomposición y la circulación del aire (Oshins et al, 2022), aunque dicha circulación puede sustituirse con la aireación forzada, la cual puede ayudar a optimizar el proceso y lograr la calidad de abono deseada. Por otro lado, estrategias de pretratamiento, como el tratamiento Fenton y el empleo de surfactantes, han demostrado ser métodos efectivos para mejorar la eficiencia de la bioconversión de la biomasa lignocelulósica durante el proceso de compostaje (Chapter 11 - Aerobic biodegradation of food wastes, 2020).

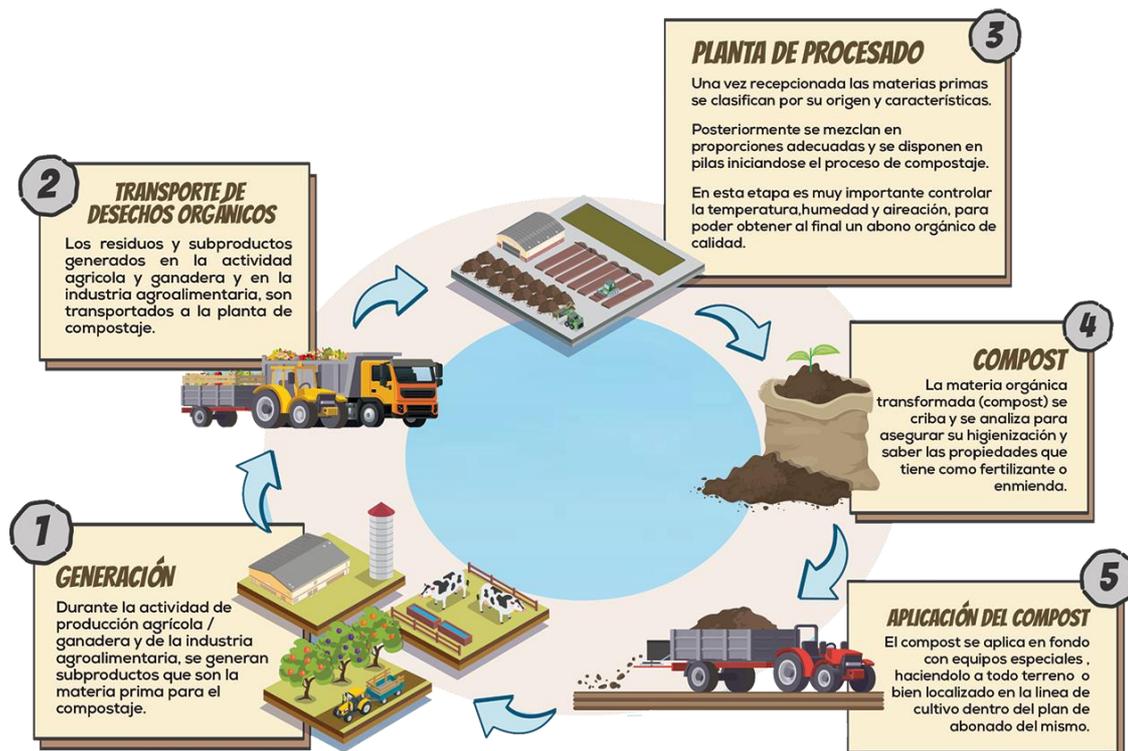


Figura 44: Proceso de compostaje (Complus, s.f.)

- **Conversión química:** la conversión química de la biomasa vegetal posee una perspectiva prometedora para la generación de diversos productos químicos valiosos y fuentes de energía renovable (de Vries, 2023). Dichos compuestos pueden ser posteriormente sometidos a procesos adicionales para obtener productos de alto valor como la celulosa, fenoles y etilenglicol (Selvi Gokkaya et al, 2023). Dentro de esta categoría también podemos incluir algunas técnicas bioquímicas, como la fermentación y la biometanación, donde se transforma la biomasa en sustancias como el bioetanol, el biogás y otros biocombustibles (Hakeem et al, 2022).

A pesar de su gran potencial, la viabilidad comercial de los procesos bioquímicos para la producción de ciertos productos químicos aún se ve restringida por desafíos técnicos y factores económicos (Piroozmand et al, 2021). En términos generales, la conversión química de la biomasa vegetal ofrece

¹² Organismos mesófilos: microorganismos que prosperan a temperaturas moderadas (25°C-45°C)

¹³ Organismos termófilos: microorganismos adaptados a condiciones extremadamente calientes, con rangos de temperatura que superan los 45°C

una opción sostenible y renovable frente a los combustibles fósiles, con el potencial de contribuir a una industria energética y química más amigables con el medio ambiente, además de ser económicamente más viables (Piroozmand et al, 2021).

- **Industria papelera:** en el caso de la industria papelera, es diversa y tecnológicamente avanzada, centrada en la sostenibilidad y recursos renovables. Utiliza una gran diversidad de materias primas para su fabricación, incluidas fibras de madera y plantas no madereras como puede ser el jacinto de agua (*Echhornia crassipes*). Los procesos avanzados se emplean en la fabricación de papel y cartón, con tecnologías para la producción eficiente de cajas pequeñas. La pulpa modificada químicamente puede combinarse con la pulpa cruda para crear una pulpa mixta y refinada.

En lo que respecta a la fabricación de papel con biomasa vegetal, esta es una alternativa sostenible y que utiliza diferentes fuentes como madera, paja o bagazo de caña de azúcar. Este proceso implica trituración, desfibrado, cocción, formación y secado, con ventajas ambientales como la reducción de la deforestación y el uso de energías renovables siempre que sea posible. Sin embargo, la implementación de la biomasa lignocelulósica presenta desafíos en el procesamiento y competencia con otros usos, aunque a nivel de sostenibilidad esta influye en la reducción de la dependencia de los combustibles fósiles y la reducción de los gases de efecto invernadero (GEI), además de disminuir el impacto en lo que a huella ecológica se refiere (Abril & Navarro, 2012).

Además, este enfoque utiliza residuos agrícolas y el papel reciclado, por lo que disminuye la huella de carbono a la vez que fomenta la economía circular (Hernández - Melchor et al, 2019).



Figura 45: Proceso de fabricación de papel (ASAPAPEL)

- **Transesterificación:** este proceso implica la conversión de la biomasa vegetal en biodiésel, que podría considerarse como una fuente renovable de energía. Es imprescindible

comprender la complejidad de la transesterificación y cómo esta facilita la conversión de la biomasa vegetal. Además, a la hora de explorar los beneficios de este tratamiento en el uso de biomasa arroja esperanza sobre su potencial para reducir los impactos ambientales y contribuir, a su vez, al desarrollo sostenible. Sin embargo, al igual que la gran mayoría de las tecnologías emergentes, la transesterificación también posee ciertos desafíos asociados.

Por definición, este proceso químico transforma los triglicéridos presentes en aceites vegetales en ésteres metílicos de ácidos grasos, conocidos más comúnmente como biodiésel. La reacción implica la combinación de triglicéridos con metanol en presencia de un catalizador, como hidróxido de sodio o potasio, generando ésteres y glicerol como subproducto. La transesterificación es eficiente, ampliamente utilizada y compatible con diversas materias primas. Ofrece ventajas como simplicidad, escalabilidad y la capacidad de usar aceites vegetales vírgenes o residuales. Además, permite la producción de un biodiésel con emisiones reducidas de contaminantes, como monóxido de carbono y compuestos de azufre (Kouzu & Hidaka, 2012).

- **Hidrólisis ácida:** La hidrólisis ácida es un proceso químico de descomposición de la biomasa mediante el uso de ácido, generalmente ácido sulfúrico, para producir azúcares fermentables a partir de la celulosa y la hemicelulosa presentes en la biomasa. Durante este proceso, el ácido sulfúrico se utiliza para romper los enlaces químicos entre las moléculas de celulosa y hemicelulosa, produciendo azúcares como la glucosa, la xilosa y la arabinosa. Los azúcares obtenidos a través de la hidrólisis ácida pueden ser utilizados para la producción de biocombustibles, productos químicos y otros productos derivados de la biomasa. Sin embargo, la hidrólisis ácida también puede generar compuestos tóxicos, como furfural y hidroximetilfurfural, que pueden ser inhibidores para la fermentación de los azúcares. Además, el uso de ácido sulfúrico en la hidrólisis ácida puede tener un impacto negativo en el medio ambiente debido a la generación de residuos ácidos y la necesidad de neutralización y tratamiento adecuado de los mismos (González et al, 2008).
- **Conversión mecánica:** la conversión mecánica de la biomasa incluye procesos como el prensado, la extracción y la producción de pellets y otros compuestos y el cual desempeña un papel crucial a la hora de aprovechar el potencial de la materia orgánica recogida de las EEI. La conversión mecánica ofrece un potencial significativo para la producción sostenible de energía y el uso eficiente de recursos. Estos procesos pueden transformar la materia prima procedente de las especies recogidas en biocombustibles, materias primas y otros productos útiles como, por ejemplo, mobiliario, contribuyendo así a la reducción de la dependencia de los combustibles fósiles, la mitigación del cambio climático y la promoción de un futuro más sostenible.
 - **Prensado:** el prensado de biomasa vegetal por conversión mecánica es un proceso que comprime y compacta material vegetal para obtener productos eficientes. Es un método muy popular debido a que transforma la biomasa en materiales más densos, facilitando así su almacenamiento, transporte y uso posterior. Se aplica en diversos materiales, como astillas de madera, paja, residuos agrícolas y residuos procedentes de las EEI. Durante el prensado, la presión mecánica intensa rompe fibras y libera lignina, actuando como aglutinante. Esto permite la formación de pellets o briquetas con alto contenido energético, utilizables como combustible en calderas y estufas. Además, genera productos como tableros de partículas y materiales de construcción. Este proceso es eficiente y sostenible aprovecha recursos naturales renovables para la producción de energía y materiales útiles en diversas industrias (Chávez- Sifontes, 2019).

- **Producción de pellets:** la producción de pellet de biomasa vegetal implica la transformación de la materia vegetal en pequeños cilindros compactados, mediante la trituración y compactación de residuos agrícolas, forestales o de EEI. De esta manera no solo se aprovecha el potencial energético de estas especies, que proporcionan una fuente renovable para la generación de calor y electricidad, sino que también contribuye a la gestión y control de especies invasoras.

El proceso incluye la recolección, la trituración, secado y compactación de la biomasa, resultando en pellets que no solo benefician en términos energéticos, si no también ambientales al ayudar en la erradicación y control de especies invasoras, reduciendo la dependencia de combustibles fósiles y las emisiones de GEI.

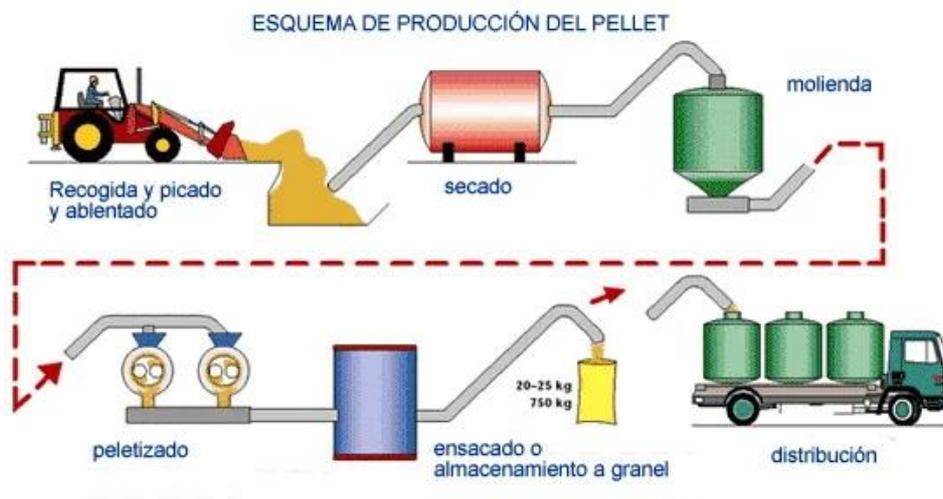


Figura 46: Producción de pellets (Pelletpedia, s.f.)

- **Conversión termoquímica:** proceso que convierte la energía térmica en otras formas de energía mediante reacciones químicas a altas temperaturas y que implican cambios en las estructuras moleculares de los compuestos. Este método incluye otros procesos como la gasificación, la pirólisis o la reforma catalítica (Wackett, 2022). Además, la conversión termoquímica puede contribuir a la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, ya que permite utilizar biomasa y otros materiales renovables como fuentes de energía en lugar de combustibles fósiles. Sin embargo, es importante tener en cuenta que este proceso también puede generar emisiones de gases contaminantes, por lo que es necesario utilizar tecnologías adecuadas para minimizar su impacto ambiental.
 - **Pirólisis:** La pirólisis es una técnica de tratamiento termoquímico que se utiliza para transformar la biomasa vegetal en productos químicos y energía. Se trata de un proceso de descomposición térmica que se produce en ausencia o en presencia limitada de oxígeno, y que puede ocurrir en un rango de temperaturas de entre 300°C y 900°C. Durante la pirólisis, la biomasa vegetal se descompone en sus componentes básicos, como el carbono, el hidrógeno y el oxígeno, que pueden reaccionar para producir gases, líquidos y sólidos. Los productos obtenidos dependerán de las condiciones de operación, como la temperatura, la presión y la velocidad de calentamiento, así como de las características de la biomasa utilizada (M Machado, 2010).

Los productos más comunes obtenidos mediante pirólisis son el biochar¹⁴, un carbón vegetal rico en carbono, y el aceite de pirólisis, un líquido que se puede utilizar como combustible. Además, se pueden obtener gases como el dióxido de carbono, el monóxido de carbono y el metano, que también pueden ser utilizados como combustible.

Esta se considera una tecnología prometedora para el tratamiento de la biomasa vegetal, ya que permite obtener productos de valor a partir de materiales que de otra manera se considerarían residuos. Además, puede ser una alternativa sostenible a los combustibles fósiles, ya que reduce la dependencia de los recursos no renovables y contribuye a la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero.

- **Gasificación:** La gasificación es una tecnología de conversión termoquímica de la biomasa que permite la obtención de un gas combustible llamado gas de síntesis. En este proceso, la biomasa se somete a temperaturas elevadas en ausencia de oxígeno para producir un gas que está compuesto principalmente por monóxido de carbono, hidrógeno y metano. Este gas puede ser utilizado directamente como combustible o puede ser sometido a procesos adicionales de purificación para obtener gas natural sintético o biocombustibles líquidos. La gasificación es una alternativa a la combustión convencional que puede ser más eficiente en términos de rendimiento energético y reducción de emisiones de gases de efecto invernadero. Además, permite el aprovechamiento de residuos orgánicos y la generación de energía renovable a partir de fuentes locales y sostenibles.
- **Combustión:** La combustión es un proceso químico exotérmico en el que una sustancia, llamada combustible, reacciona con un oxidante, generalmente oxígeno, para producir energía térmica y gases de combustión, como dióxido de carbono, vapor de agua, monóxido de carbono y otros productos de combustión. Durante la combustión, la energía química almacenada en el combustible se libera en forma de calor y luz, y esta energía térmica puede ser utilizada para generar electricidad, calefacción, transporte, entre otras aplicaciones. La combustión es una de las formas más comunes de generar energía, y se utiliza en diversas aplicaciones, desde la combustión de combustibles fósiles en centrales térmicas hasta la combustión de biomasa en estufas o calderas. Sin embargo, la combustión de combustibles fósiles tiene un impacto significativo en el medio ambiente debido a las emisiones de gases de efecto invernadero, como el dióxido de carbono, y otros contaminantes, como óxidos de nitrógeno y azufre, pudiendo evitar este impacto mediante la quema de biomasa vegetal, cuya emisión de gases de efecto invernadero se considera muy por debajo de la que se produce con la quema de combustibles fósiles.

Cada una de estas tecnologías tiene sus propias ventajas y desventajas, y su elección dependerá del tipo de biomasa disponible, el uso previsto de los productos generados y las condiciones económicas y ambientales de la región.

¹⁴ Biochar: carbón vegetal producido a partir de la pirolisis de la biomasa en condiciones controladas

3 PROPUESTAS INNOVADORAS

La finalidad de este estudio es la evaluación de propuestas innovadoras empleadas actualmente con otra tipología de biomasa vegetal. Se explorarán propuestas innovadoras que abordan de manera creativa el desafío de las especies invasoras que representan una amenaza creciente en los ecosistemas naturales en nuestro país, requiriendo enfoques novedosos y sostenibles para su gestión.

Además del apartado anterior y los tratamientos clásicos (valorización energética, compostaje), las propuestas presentes en este apartado son las acciones más innovadoras que exploran cómo convertir el problema de las EEI en una importante oportunidad al considerar la biomasa como una valiosa fuente de recursos. Existen varias propuestas actuales, que abarcan desde la producción de biocombustibles hasta la creación de materiales de construcción sostenibles. Estas iniciativas no solo buscan controlar el impacto de las especies invasoras, si no también transformarlas en soluciones beneficiosas para la energía y el medio ambiente.

3.1 Fabricación de muebles

La fabricación de muebles a partir de materia prima procedente de residuos agrícolas cada vez es más posible gracias a las numerosas tecnologías existentes. Actualmente existen algunas empresas encargadas de realizar patentes de estos sistemas productivos, donde podemos observar avances como las sillas de plástico de fibras de cardo reforzada, Artichair (Kizis Studio, 2015) o los tableros de alcachofa (CETEM, 2023).

- **Artichair de Kizis Studio**

Esta silla, fabricada en plástico de fibras de cardo reforzada, aprovechando restos de industria del biofuel. Está formado por una combinación de cardo griego y resina, siendo ecológico y biodegradable. Este puede ser un claro ejemplo de cómo la biomasa de las EEI podría, incluso, tener un doble aprovechamiento, tanto para la industria de los biocombustibles como para la fabricación de elementos útiles de nuestro día a día. Este es sólo un ejemplo de cómo podríamos utilizar aquella biomasa lignocelulósica¹⁵ que actualmente se incinera o composta.

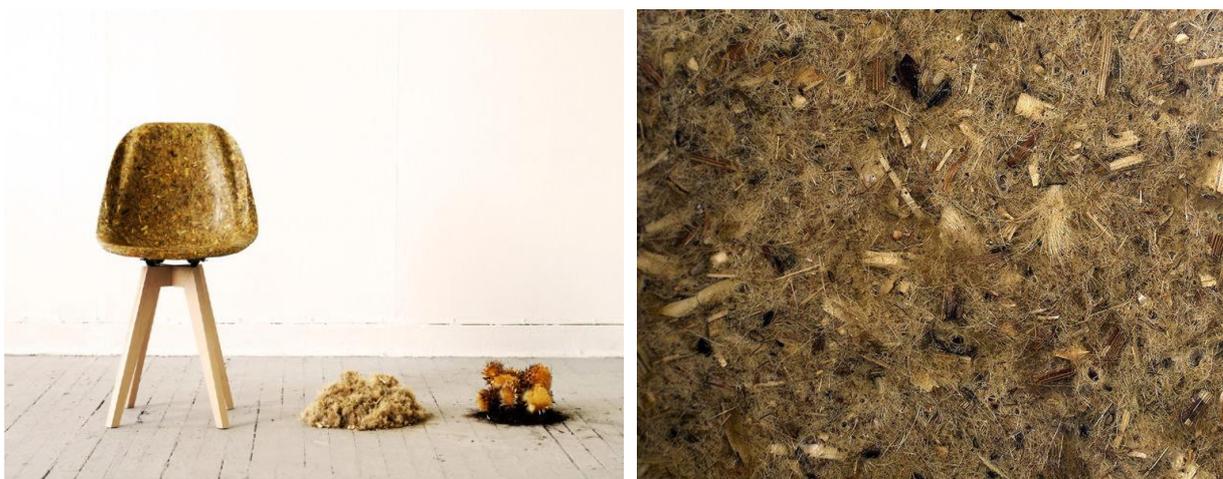


Figura 47: Artichair de Kizis Studio y detalles del material (composite) del que se fabrica (EXPERIMENTA, s.f.)

¹⁵ Biomasa lignocelulósica: biomasa seca vegetal

- **Tableros de alcachofa de CETEM**

Recientemente, el Centro Tecnológico del Mueble y la Madera de la Región de Murcia (CETEM) ha desarrollado un nuevo tablero hecho de residuos de alcachofa a través del proyecto AGROMAT. Actualmente en España, una parte de la materia prima sobrante de la industria agrícola se utiliza para la alimentación animal (aproximadamente un 10% del total), mientras que el resto finalmente se incinera (Benaamari, 2023).

En este proyecto, no solo se incluyen los restos procedentes del cultivo de las alcachofas, si no que también se utilizan los rastrojos de la uva y las cáscaras de arroz. Además de esto, la alcachofa posee un alto contenido de lignina, un polímero que puede aprovecharse para el desarrollo de adhesivos (Benaamari, 2023).

Como conclusión, para el desarrollo de este tipo de composites es importante el tamaño de la fibra y la morfología como condicionante en la adhesión interna de las fibras. También es importante el contenido en humedad, ya que es determinante respecto a la capacidad adhesiva de las partículas y el almacenamiento de las mismas, presentando un rango óptimo de 9 a 12% de humedad. Por último, cabe destacar que este material cumple los valores especificados en la normativa UNE-EN 312:2010 y son aptos para su aplicación como tableros P2-ambiente seco (Candela Gil, 2020).



Figura 48: Tablero de restos vegetales como la alcachofa (EL ESPAÑOL, s.f.)

Para ambos casos, la fabricación de estos enseres se centra en varios métodos, dentro de los cuales cabe mencionar algunos de los métodos principales de fabricación. Por un lado, la fabricación de tableros a partir de una capa base preformada con material vegetal granular (virutas, recortes, productos molidos) y una capa protectora de material vegetal desintegrado con un agente aglutinante, la cual se extiende sobre la capa base y se prensa para obtener una tabla acabada que se puede utilizar en un gran número de usos (Juhász et al, 1970). Otra metodología utilizada consiste en el moldeado de un material mixto conformado por paja o bagazo, una resina sintética o material plástico como aglutinante, sumado a rellenos vegetales. Esta mezcla se comprime y finalmente se moldea con la forma deseada (Harmer, 1990).

En lo que se refiere a este estudio, este método podría aplicarse a las especies terrestres con poco contenido de agua en su estructura, ya que poseen una biomasa más resistente en comparación con las especies acuáticas, con un mayor porcentaje de agua, como: *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon*, *Ailanthus altissima* o *Cortaderia selloana*.

3.2 Fabricación de textiles y ropa

En lo que a fabricación de textiles y materiales para la posterior elaboración de ropa se refiere, actualmente tenemos una gran variedad de proyectos de diferente naturaleza. La fabricación de ropa a partir de materiales vegetales es una práctica cada vez más popular dentro de la industria de la moda. A medida que crece la conciencia sobre el impacto ambiental del sector textil, muchas firmas optan por utilizar materiales más sostenibles y respetuosos con el medio ambiente.

Aunque actualmente la mayor parte de tejidos procedentes de vegetales vienen del algodón, el lino, el cáñamo o la piña, es necesario hacer hincapié en el llamado “fast fashion”. Es importante tener en cuenta que a pesar de las ventajas que presentan estas telas (biodegradabilidad, menor consumo de agua y de energía en comparación con materiales sintéticos como el poliéster), la tendencia de producir grandes cantidades de ropa a bajo costo y baja calidad es perjudicial en todos los sentidos, ya que promueve el consumo excesivo y el desperdicio. Es por ello que se aconseja que este tipo de materiales sean utilizados por sectores artesanales, con una mayor calidad y un menor impacto ambiental debido a su baja producción, fomentando así una moda más consciente y sostenible en general.

Además de los tejidos clásicos, el desarrollo de nuevas tecnologías de producción ha permitido la fabricación de pieles sintéticas a partir de cactus y plantillas de zapatos a partir de especies como la *R.okamurae*.

- **Viscosa fabricada a partir de madera EcoVero**

EcoVero es un tipo de viscosa fabricada por la empresa [LENZING](#) con fibras procedentes de la madera y obteniendo importantes galardones como uno de los productores de viscosa con mejor desempeño a nivel mundial, además de ser un tejido liviano y biodegradable (Techfashionista, 2021).

Es importante recalcar que este procedimiento requiere menos cantidad de agua que la producción de viscosa tradicional, además de tener únicamente el 50% de las emisiones asociadas.

En lo que se refiere a este estudio, este método podría aplicarse a las especies leñosas como: *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon* o *Ailanthus altissima*, aunque es necesario seguir investigando estos materiales para optimizar el proceso de producción.



Figura 49: Etapas por las que pasa la fabricación de la viscosa EcoVero

- **Plantillas de zapatos a partir de algas invasoras de Algix**

Como ya se ha hablado anteriormente, el alga *Rugulopteryx okamurae*, presente en las costas españolas, produce grandes impactos debido a las grandes cantidades que produce. Se ha encontrado una alternativa

para la fabricación de plantillas para zapatos por la empresa Algix (Fernández, 2021), por lo que actualmente se está llevando a cabo este proyecto a pequeña escala.

Dentro de este estudio, podríamos recalcar diferentes especies aprovechables que podrían ser aptas para el proceso de transformación, como *Asparagopsis armata*, *Azolla filiculoides* o *Eichhornia crassipes*, además de *R. okamurae*.



Figura 50: Plantillas fabricadas a partir del alga *Rugulopteryx okamurae* de Algix

- **Piel de cactus de Desserto**

[Desserto](#) es una innovadora alternativa a la piel tradicional que se cultiva en el estado mexicano de Zacatecas a partir de nopales que crecen de forma natural, sin necesidad de riegos, fertilizantes o pesticidas. Una vez recogidas, las hojas maduras se secan al sol durante 3 días y se extrae la proteína, la cual se mezcla con fibras de la planta y con polímeros líquidos no tóxicos creados a partir de aceites vegetales (Pinkermoda, 2022).



Figura 51: piel sintética procedente de cactus Desserto

Aunque el componente principal de este tejido sea el poliuretano (PU), la sostenibilidad del material destaca en comparación con la piel auténtica y sintética tradicionales. En lo que se refiere al consumo de agua, el cultivo de nopal requiere menos agua que la producción de piel tradicional, además de que captura emisiones, contribuyendo así a la remoción de GEI. Sin embargo, la huella de carbono exacta de Desserto puede variar según su contenido de PU, ya que aunque el nopal es cultivado de manera ecológica, el proceso de producción de Desserto puede involucrar químicos restringidos.

En cuanto a la biodegradabilidad de este material, el proceso de curtido que sufre la planta reduce la capacidad de descomposición, sin contar la inclusión del PU dentro de las materias primas de este material.

En este caso, *Opuntia ficus-indica* podría ser un candidato ideal como sustitución del nopal a nivel nacional.

3.3 Fabricación de packaging

En la actualidad, los efectos del packaging pueden considerarse de los más dañinos en cuando a impactos ambientales se refiere. No solo se limitan a cumplir funciones estéticas y de protección de los productos, si no que también influye significativamente en el medio ambiente y la salud humana, debido al embalaje excesivo y poco sostenible generado por los diferentes sectores. A nivel mundial, se genera una cantidad considerable de residuos, contribuyendo así a la contaminación y al agotamiento de los recursos naturales. En particular, los envases fabricados con materiales no biodegradables, como el plástico, representan una amenaza, ya que su descomposición lleva cientos de años, causando daños importantes en los ecosistemas.

Por otro lado, la preocupación por la salud surge debido al uso de ciertos materiales en el packaging que pueden contener sustancias tóxicas, como el BPA (bisfenol A) (Mizielńska & Bartkowiak, 2022). Estas sustancias tienen el potencial de migrar hacia los alimentos o productos contenidos, planteando riesgos significativos en términos de seguridad alimentaria y salud pública (Alamri et al, 2021). Afortunadamente, la conciencia sobre estos impactos está en aumento, y muchas empresas están respondiendo con soluciones más sostenibles, como envases biodegradables, reciclables o reutilizables.

Además, se observa una tendencia positiva con la implementación de normativas y regulaciones destinadas a promover un enfoque más responsable en el diseño y producción de envases (Khan et al, 2022). Este cambio reglamentario busca reducir los efectos negativos del packaging en el medio ambiente y la salud. En resumen, es esencial reconocer y abordar los impactos del packaging, explorando alternativas más sostenibles y seguras para minimizar el daño al medio ambiente y mejorar la calidad de vida de las personas (Marques Sastre, 2022).

- **Envases hechos de residuos agrícolas de Feltwood**

Feltwood es una empresa de cercanía, concretamente de Zaragoza, cuyo nicho de mercado es la elaboración de packaging a partir de residuos no aprovechados durante la recolección o procesado de frutas y verduras, obteniendo un material duradero, moldeable y compostable, teniendo así un amplio espectro de aplicaciones.



Figura 52: Packaging procedente de residuos agrícolas como la lechuga

En lo referente a las especies seleccionadas para este estudio, la tecnología podría ser empleada para todas las especies incluidas. Además de su amplia aplicación, es posible recalcar la cercanía de la fábrica en la que se realiza el proceso, por lo que se incentivaría la producción local, a la vez que el impacto de GEI no tendría un alto impacto debido al corto trayecto de transporte a nivel nacional.

3.4 Fabricación de cosméticos:

La creciente tendencia de fabricación de cosméticos a partir de principios activos vegetales ha ganado una gran popularidad en la industria de la belleza y el cuidado personal. Esta preferencia por los ingredientes derivados de plantas se presenta como una alternativa atractiva para aquellos que buscan productos naturales y orgánicos en su rutina de belleza.

Los materiales vegetales no solo proporcionan beneficios en la piel y el cabello gracias a sus propiedades como nutrientes esenciales, vitaminas y antioxidantes, sino que también destacan por ser respetuosos con el medio ambiente. Esta forma de fabricación reduce la dependencia de ingredientes sintéticos y químicos, promoviendo así opciones más sostenibles y éticas, minimizando así el impacto ambiental. Además, la fabricación de cosméticos a partir de materiales vegetales puede generar beneficios para las comunidades locales al fomentar el cultivo y la producción local de plantas, contribuyendo al empleo y respaldando a los agricultores locales.



Figura 53: Cosmética fabricada a partir de Alga wakame (*Undaria pinnatifida*), considerada alga invasora

Algunos ejemplos claros de estas aplicaciones es el uso de *Carpobrotus edulis* como fotoprotector tópico debido a su alto contenido en polifenoles (Novoa, 2020) o la fabricación de la máscara de crema de frutas hecha a partir de *Opuntia ficus-indica*, que posee efectos blanqueadores y antienvjecimiento (Xiaojie, 2018). Cabe destacar que es posible que cada una de las especies posea agentes activos utilizables en la fabricación de cosméticos, siendo necesario el desarrollo de investigaciones centradas en estos aspectos.

3.5 Otras aplicaciones

La materia prima vegetal tiene una amplia gama de aplicaciones más allá de la fabricación de muebles, fibras textiles, packaging o cosméticos. Una de estas aplicaciones es en la industria alimentaria (Zhu, 2023), la producción de bioplásticos, la producción de biocombustibles (Shivali Banerjee., 2023) o la producción de productos químicos y materiales de construcción sostenibles. En resumen, la materia prima vegetal tiene numerosas aplicaciones en diferentes industrias, y su uso contribuye a la sostenibilidad y a la reducción del impacto ambiental.

Existen numerosos proyectos en los sectores comentados, pero es interesante centrar nuestra atención en la posible precursora de la fibra de carbono (Jia et al Z. , 2016) fabricada a partir de *Cortaderia selloana* o la biosíntesis de nanopartículas de plata a partir de las hojas de acacia negra (*Acacia melanoxylon*) (Shashanka & Kumara Swamy, 2020), aplicados a sensores de dopamina y peróxido de hidrógeno.

4 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La gestión de la biomasa procedente de especies exóticas invasoras vegetales representa una estrategia innovadora y sostenible para abordar los desafíos planteados por la presencia de estas especies en el entorno. Este enfoque se alinea con los principios de sostenibilidad, abordando así tanto los aspectos económicos como los sociales y ambientales asociados a las invasiones biológicas.

Las especies exóticas invasoras tienen un alto impacto en los diferentes pilares de la sostenibilidad, la cual se basa en los aspectos económicos, sociales y ambientales. Aunque el pensamiento tradicional dicta que estas especies poseen un mayor impacto ambiental, la realidad es que se equipara al económico debido al coste que supone su erradicación, sin comentar la influencia que poseen las invasiones en el ámbito social, en el que las comunidades se ven desplazadas para poder seguir realizando sus actividades laborales.

Es por ello por lo que se propone el aprovechamiento de la biomasa obtenida de la gestión de las EEI a través de actividades industriales ya implantadas en el territorio nacional, mitigando de esta manera el impacto económico. La principal idea es que dicho aprovechamiento se produzca en la proximidad a la zona afectada para evitar la emisión de gases de efecto invernadero debido al transporte, que en muchas ocasiones posee un potencial contaminante mucho mayor que el propio tratamiento de dicha materia. El pretratamiento que necesita dicha materia, aunque no aplicable a todas las especies incluidas en este estudio, es la deshidratación, por lo que es necesario tener en cuenta que especies como, por ejemplo, la *R.okamurae* necesitará un proceso previo de almacenamiento y deshidratación antes de su uso en la industria.

Para ello será necesaria la preparación de espacios de gestión previa, donde se almacene, prepare y esterilice dicha biomasa para poder ser utilizada sin la posibilidad de reproducirse en el futuro por una mala gestión de los posibles residuos o por un descuido de los propios operarios.

Como conclusión a este estudio sobre el aprovechamiento de la biomasa procedente de las EEI, podemos comentar la necesidad de implementar nuevos modelos de aprovechamiento de la biomasa residual. Algunos de los modelos de transformación más innovadores se centran en diferentes sectores como el de la alimentación e incluso el sector del mobiliario o el textil, sectores muy importantes dentro de la sociedad.

Además de los resultados comentados a lo largo de este documento, que incluyen tratamientos considerados “tradicionales”, se presenta a continuación una tabla que resume los hallazgos más relevantes a nivel de innovación industrial. En esta tabla, se analizan las posibles aplicaciones de las especies estudiadas en diversas industrias, considerando la cantidad de biomasa recolectada de cada especie y sus costes económicos asociados. Este enfoque nos permite optimizar el uso de especies con un menor coste de recolección en aplicaciones a mayor escala, como en el sector del mobiliario. De esta manera, se busca equilibrar los costes, facilitando la obtención de beneficios económicos tangibles sin recurrir a la fabricación de productos inaccesibles o denominados de lujo. Cabe destacar que el precio de recolección indicado en este documento es meramente orientativo, estimado a partir de informes técnicos de la Comunidad Valenciana. Sería necesario un mayor número de muestras de información para obtener datos más realistas.

Es esencial resaltar que no todas las especies pueden ser empleadas de manera transversal en todos los sectores mencionados a continuación debido a las características fisicoquímicas y propiedades de cada una de ellas. Esto es particularmente evidente al considerar aplicaciones en sectores altamente especializados, como los sectores alimenticio, químico o farmacéutico. Por ejemplo, en el ámbito referente a la química, las especies utilizadas deben cumplir con requisitos específicos de pureza, reactividad y compatibilidad con los numerosos procesos químicos en los que se pueden utilizar, de forma que no todas las especies y tipologías de biomasa poseen las cualidades necesarias para satisfacer estos estándares, lo que limitaría su aplicabilidad en este

sector. En los casos de los sectores alimenticio y farmacéutico, los estándares son aún más rigurosos, ya que la materia prima debe cumplir con normativas estrictas de seguridad, eficacia y calidad.

	Tipo de tratamiento	<i>Acacia dealbata</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Azolla filiculoides</i>	<i>Carpobrotus edulis</i>	<i>Cortaderia selloana</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Opuntia ficus-indica</i>	<i>Rugulopteryx okamurae</i>	<i>Asparagopsis armata</i>
Industria textil	Elaboración de tintes para textiles	X	X	X	-	X	-	X	X	-	-
	Elaboración de tejidos	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-
	Elaboración otros materiales aplicables a la industria textil	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X
Industria papelera	Fabricación de papel	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-
Industria cosmética	Cuidados de la piel	X	X	X	-	X	-	X	X	-	X
	Cuidado capilar	X	-	-	-	X	-	X	X	-	X
Industria alimentaria	Alimentación humana	X	-	-	X	X	-	-	X	-	-
	Alimentación animal	-	-	X	X	-	-	X	X	X	X
Industria maderera	Elaboración de tableros	X	X	X	-	X	X	-	X	-	-
	Ebanistería	X	X	X	-	X	X	-	X	-	-
	Fabricación de pellet	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-
Industria packaging	Fabricación de packaging (bioplásticos o material prensado)	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X
Industria tecnológica	Fabricación de materiales aptos para su uso en tecnología	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Industria energética	Biocombustibles	X	X	X	X	-	-	-	X	X	X
	Biogás	X	X	X	-	-	-	X	X	X	X
	Biochar	X	X	X	-	-	-	-	X	-	-
Industria agrícola	Compost	-	-	X	-	X	-	X	-	X	X
	Fertilizante natural	-	-	-	X	-	-	X	-	X	X

Figura 54: Tabla comparativa de la gestión de especies con la fabricación de diferentes productos de diferentes sectores industriales

En resumen, la selección de las especies para las aplicaciones industriales específicas debe considerar las propiedades intrínsecas de la biomasa y su idoneidad para cumplir con los estándares y requisitos particulares de cada sector. Este enfoque garantiza la eficacia en la aplicación, así como la conformidad con las normativas y estándares rigurosos que caracterizan a los diferentes sectores. Además de esto, es posible la combinación de varios usos para una misma materia prima, utilizando los residuos en forma de cascada de acuerdo con la economía circular. De esta forma, se minimiza la producción de los posibles residuos y se aprovecha al

máximo una materia prima tan valiosa en los diferentes sectores. Un claro ejemplo de esto es el uso de los principios activos en el sector químico, donde la parte sólida de la materia prima no es necesaria, utilizando, posteriormente, dicha parte sólida en otros sectores como el packaging, donde la biomasa se deshidrata previamente.

Como conclusión a este estudio, podemos destacar el versátil empleo de la biomasa en los diferentes sectores industriales. Entre ellos, cabe resaltar su aplicación en el packaging, el textil, el papelerero y otros sectores más interesantes e innovadores como el del mueble y la construcción. En estos últimos, la exigencia de una calidad excepcional de la materia seca no es un requisito primordial, ya que su procesamiento previo al uso implica la trituración de la biomasa en pequeñas partículas y la compactación, que permite darle la forma deseada para su posterior aplicación en la industria.

Esto nos indica no solo la diversidad de sectores de los que puede beneficiarse la biomasa, sino también la flexibilidad de este recurso en términos de requisitos de calidad. Su capacidad para adaptarse a procesos de transformación amplía significativamente su potencial de aplicación en industrias que van más allá de aquellas que tradicionalmente se asocian a la gestión de la biomasa, como el compostaje o la incineración. Esta versatilidad representa una oportunidad prometedora para optimizar su uso en diferentes contextos industriales, proporcionando una solución sostenible y económicamente viable, así como la necesidad de seguir investigando en los diferentes usos de este recurso hasta que finalmente sea posible su completa erradicación del medio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- A Niechayev et al, N. (2023). Developmental dynamics of crassulacean acid metabolism (CAM) in *Opuntia ficus-indica*. *Annals of Botany*. Obtenido de <https://academic.oup.com/aob/advance-article-abstract/doi/10.1093/aob/mcad070/7187259?redirectedFrom=fulltext&login=false>
- Abrha et al, H. (2018). Modeling the impacts of climate change and cochineal (*Dactylopius coccus* Costa) invasion on the future distribution of cactus pear (*Opuntia ficus-indica* (L.) Mill.) in Northern Ethiopia. *Journal of the Professional Association for Cactus Development*, 20, 128-150.
- Abril, A. J., & Navarro, E. A. (2012). Etanol a partir de biomasa lignocelulósica. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/241216642_Etanol_a_partir_de_biomasa_lignocelulosica
- Adelodun, A. (2023). Appraising the Control and Benefits of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Letters in Applied NanoBioScience*, 12(1). Obtenido de <http://nanobioletters.com/wp-content/uploads/2022/01/LIANBS121.029.pdf>
- Adreu, J., & Vilá, M. (2007). Análisis de la gestión de las plantas exóticas en los espacios naturales españoles. *Ecosistemas*, 16(3).
- Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Obtenido de <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2013-8565>
- Aguilera et al, A. (2009). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-009-9543-z>
- Alamri et al, M. (2021). Food packaging's materials: A food safety perspective. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 28(8). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1319562X21003090?via%3Dihub>
- AlgaeBase. (s.f.). Obtenido de https://www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=6&session=abv4:AC1F03651677305685Uq821D8080
- Ali Lassoued, M. (2021). Photoprotective potential of a Tunisian halophyte plant *Carpobrotus edulis* L. *European Journal of Integrative Medicine*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876382021000044?via%3Dihub>
- Álvarez Bermudez, X., & Abilleira González, F. (2015). *Conservación y restauración del bosque de ribera: impacto de especies invasoras*. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Xana-Bermudez/publication/282816393_Conservacion_y_restauracion_del_bosque_de_ribera_Impacto_de_especies_invasoras/links/561d2ab908aec7945a252b35/Conservacion-y-restauracion-del-bosque-de-ribera-Impacto-de-especies-inv
- Alvarez-Hess et al, P. (2023). Twice daily feeding of canola oil steeped with *Asparagopsis armata* reduced methane emissions of lactating dairy cows. *Animal Feed Science and Technology*. Obtenido de <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0377840123000135>

- Angulo et al, E. (2020). Economic costs of invasive alien species in Spain. *NeoBiota*, 67, 267-297.
- Arauzo et al, J. (2014). Introducción a las tecnologías de aprovechamiento de biomasa. *Boletín del Grupo Español del Carbón*(33). Obtenido de https://www.gecarbon.org/Boletines/Boletin/BoletinGEC_033.pdf
- Ayanda et al, O. I. (2020). Eichhornia crassipes (Mart.) Solms: Uses, Challenges, Threats, and Prospects. *The Scientific Worl Journal*. Obtenido de <https://www.hindawi.com/journals/tswj/2020/3452172/>
- Bailey, J. (2010). Invasive plants and forest ecosystems. *Annals of Botany*, 105(1). Obtenido de <https://academic.oup.com/aob/article/105/1/x/246073>
- Bakewell-Stone, P. (2023). Opuntia ficus-indica (prickly pear). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.doi.org/10.1079/fc.37714.20210115260>
- Bakewell-Stone, P. (2023). Opuntia ficus-indica (prickly pear). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.37714>
- Bayón, Á., & Vilá, M. (2019). Un estudio del CSIC revela que existen en España treinta especies de plantas invasoras a la venta en viveros. Obtenido de http://www.ebd.csic.es/documents/10184/64842/20191114_InvasorasViveros.pdf/61a45750-98d0-46f1-a271-e26be5f445f6
- Benaamari, O. (2023). Tableros de alcachofa y pintura ecológica de tomate: así serán los muebles ecodiseñados del futuro. *El Español*. Obtenido de https://www.elespanol.com/enclave-ods/historias/20230714/tableros-alcachofa-pintura-ecologica-tomate-muebles-ecodisenados-futuro/778422478_0.html
- Bijoy et al, B. (2021). Role of temperatures and solvents on hydrothermal liquefaction of Azolla filiculoides. *Energy*.
- BiodiSol. (s.f.). Obtenido de <https://www.biodisol.com/biocombustibles/biogas-que-es-el-biogas-digestion-anaerobia-caracteristicas-y-usos-del-biogas-energias-renovables-biocombustibles/>
- Blackburn, T. e. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 333-339.
- Born-Schmidt et al, G. (2017). *Principales retos que enfrenta México ante las especies exóticas invasoras*. México, DF: CESOP. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Yolanda-Barrios/publication/344435373_Analisis_de_riesgo_sistemas_de_informaciony_Metodo_de_Evaluacion_Rapida_de_Invasividad/links/5f750de1a6fdcc00864bbc70/Analisis-de-riesgo-sistemas-de-informaciony-Metodo-de-Evaluaci
- Brockwell et al, J. (2005). Nitrogen fixation in Acacias: an untapped resource for sustainable plantations, farm forestry and land reclamation.
- Brooks et al, R. (2021). The invasive tree, Ailanthus altissima, impacts understory nativity, not seedbank nativity. *Forest Ecology and Management*, 489. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112721001146?via%3Dihub>
- Brunoticias. (s.f.). *Trituradora de lirio trabaja a la altura El Malecón en la Piedad*. Obtenido de <https://brunoticias.com/trituradora-de-lirio-trabaja-a-la-altura-el-malecon-en-la-piedad/>

- Buitrago Esquinas, E. M. (1997). *El turismo en Andalucía*.
- CABI. (2019). Eichhornia (waterhyacinth). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.20543>
- CABI. (2022). Invasive Species Compendium. *CABI*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/product/qi>
- CABI Compendium. (2019). Asparagopsis armata (Harpoon weed). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.112474>
- Calle, M., & Gómez, J. E. (s.f.). *WASTE Magazine*. Obtenido de <https://wastemagazine.es/azollafiliculoides.htm>
- Camacho Martínez, D. E. (2020). Estudio de las Propiedades de Especies Invasoras Vegetales para su Aprovechamiento en el Desarrollo de Materiales Sustentables. *Repositorio IPICYT*. Obtenido de <https://repositorio.ipicyt.edu.mx/handle/11627/5447>
- Campos, J., & Herrera, M. (2009). *Diagnosis de la flora alóctona invasora de la CAPV*. Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Gobierno Vasco, Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental.
- Candela Gil, A. (2020). Gestión Integrada y Sostenible de Subproductos Orgánicos de la Industria Agroalimentaria para el desarrollo de Materiales para el sector de Mobiliario. Obtenido de http://www.conama.org/conama/download/files/conama2020/STs%202020/5956_ppt_ACandela.pdf
- Cao, J. (2022). Mass Production and Marketing of Microbial Compost. *Agricultural Microbiology Based Entrepreneurship*. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-981-19-5747-5_19
- Capdevila-Argüelles, L., Zilletti, B., & Suárez Álvarez, V. Á. (2011). *Cambio Climático y Especies Exóticas Invasoras en España. Diagnóstico preliminar y bases de conocimiento sobre impactos y vulnerabilidad*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 146 Pp. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/Especies_invasoras_tcm7-197788_tcm30-70263.pdf
- Carmelina et al, S. (2019). TiO 2 nanoparticles may alleviate cadmium toxicity in co-treatment experiments on the model hydrophyte Azolla filiculoides. *Environmental Science and Pollution Research*,
- Carranza, S. (2007). Revisión bibliográfica sobre Acacia melanoxylon: su silvicultura y su madera. *Revista de la Facultad de Agronomía*.
- Cecherelli, G., & Cinelli, F. (1998). Habitat effect on spatio-temporal variability in size and density of the introduced alga Caulerpa taxifolia. *Marine Ecology Progress Series*, 163, 289-294.
- Centro de Estudios Borjanos. (s.f.). Obtenido de <https://cesbor.blogspot.com/2023/09/chumberas-y-pitas-en-borja.html>
- Cerda et al, C. (2017). Especies exóticas invasoras en Chile como un problema. *Revista del jardín botánico Chagual*, 15. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Claudia-Cerda/publication/328429331_Especies_exoticas_invasoras_en_Chile_como_un_problema_economico_valoracion_preliminar_de_impactos_Revista_Chagual_1512-22_2017/links/5bcdd479a6fdcc03c79b3038/Especies-exoticas-invaso

- CETEM. (2023). Obtenido de https://www.elespanol.com/enclave-ods/historias/20230714/tableros-alcachofa-pintura-ecologica-tomate-muebles-ecodisenados-futuro/778422478_0.html
- Chamier et al, J. (2012). Impacts of invasive alien plants on water quality, with particular emphasis on South Africa. *AJOL: African Journals Online. Water SA*.
- Chapter 11 - Aerobic biodegradation of food wastes. (2020). En S. Gopikumar et al, *Food Waste to Valuable Resources*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128183533000110?via%3Dihub>
- Chávez- Sifontes, M. (2019). La biomasa – fuente alternativa de combustibles y compuestos químicos.
- Chemetova et al, C. (2019). Aged Acacia melanoxylon bark as an organic peat replacement in container media. *Journal of Cleaner Production*. Obtenido de [https://pdf.sciencedirectassets.com/271750/1-s2.0-S0959652619X00190/1-s2.0-S0959652619320177/main.pdf?X-Amz-Security-Token=IQoJb3JpZ2luX2VjENf%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2FwEaCXVzLWVhc3Q0tMSJFMEMCIbKlJFmMLaiKCmZEWVxxKJ62hefmS1llouQ7mRW7c92wAh9VhqvyUudZdFFo](https://pdf.sciencedirectassets.com/271750/1-s2.0-S0959652619X00190/1-s2.0-S0959652619320177/main.pdf?X-Amz-Security-Token=IQoJb3JpZ2luX2VjENf%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2F%2FwEaCXVzLWVhc3Q0tMSJFMEMCIbKlJFmMLaiKCmZEWVxxKJ62hefmS1llouQ7mRW7c92wAh9VhqvyUudZdFFo)
- CHJ. (2021). *Guía de Campo: especies exóticas e invasoras en dominio público hidráulico*. Obtenido de <https://www.chj.es/es-es/medioambiente/mejilloncebra/Documents/Enlaces%20y%20Material%20de%20inter%20C3%A9s/GUIA%20DE%20CAMPO%20ESPECIES%20EX%20C3%93TICAS%20E%20INVASORAS%20EN%20DPH%20LOW.pdf>
- Cifuentes, N. (2012). El Jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en la cuenca del Guadiana. Experiencias de manejo. Jornadas sobre especies invasoras de ríos y zonas húmedas.
- Colantoni et al, A. (2013). Decision analysis for the determination of biomass in the territory Tuscia Romana by geographic information system and forest management plans. *Journal of Agricultural Engineering*, 44(2). Obtenido de <https://www.agroengineering.org/index.php/jae/article/view/jae.2013.s2.e4>
- Comité Científico de Flora y Fauna Silvestres. (2018). *Dictamen del Comité Científico. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/dictamensobreacaciamelanoxylon_tcm30-538192.pdf
- Complus. (s.f.). *Proceso del Compostaje*. Obtenido de <https://www.complus.bio/proceso-del-compostaje/>
- Conservation International Foundation. (s.f.). *Conservation International*. Obtenido de <https://www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots>
- Contreras, P. (2022). La peor amenaza de las costas andaluzas se llama 'R. okamurae'. *La voz del sur*. Obtenido de https://www.lavozdelsur.es/actualidad/ecologia/amenaza-costas-andaluzas-llama-r-okamurae_285373_102.html
- Convention on Biological Diversity. (s.f.). *Status and trends of biodiversity, including benefits from biodiversity and ecosystem services*. Obtenido de <https://www.cbd.int/countries/profile/?country=es>
- Corral Ribera, M. (2022). Factor bioconcentración en *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle. Análisis preliminar. *Cuadernos geográficos de la Universidad de Granada*, 61(1), 189-205. Obtenido de <https://revistaseug.ugr.es/index.php/cuadgeo/article/view/20952>

- Cuervo, L., Folch, J., & Quiroz, R. (2009). Lignocelulosa Como Fuente de Azúcares Para la Producción de Etanol. *BioTecnología*, 13(3).
- DAISIE. (2009). *DAISIE - Inventory of alien invasive species in Europe*. (R. I. (INBO), Editor) Obtenido de <https://www.gbif.org/es/dataset/39f36f10-559b-427f-8c86-2d28afff68ca>
- De la Lama-Calvente et al, D. (2021). Enhancing methane production from the invasive macroalga *Rugulopteryx okamurae* through anaerobic co-digestion with olive mill solid waste: process performance and kinetic analysis. Obtenido de <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10811-021-02548-3.pdf>
- De la Lama-Calvente et al, D. (2023). Turning an invasive alien species into a valuable biomass: Anaerobic digestion of *Rugulopteryx okamurae* after thermal and new developed low-cost mechanical pretreatments. *Science of The Total Environment*, 856. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969722060132?via%3Dihub>
- de la Riva Fernández, J., Ibarra, P., Montorio, R., & Rodrigues, M. (2015). Cartografía de la biomasa aérea total en masas de *Pinus halepensis* Mill. en el entorno de Zaragoza mediante datos LiDAR-PNOA y trabajo de campo. *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*, 769-776.
- de la Torre, M. (2012). *Revalorización energética de la lignina procedente de residuos agrícolas utilizados para la obtención de pastas celulósicas*. Obtenido de https://www.researchgate.net/profile/Ana-Moral/publication/267332656_Revalorizacion_energetica_de_la_lignina_procedente_de_residuos_agricolas_utilizados_para_la_obtencion_de_pastas_celulosicas/links/544bf7f90cf2bcc9b1d6c2c6/Revalorizacion-energetica-de-la
- de Vries, J. (2023). Industrial implementation of chemical biomass conversion. *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, 39. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2452223622001274?via%3Dihub>
- Dehnen-Schmutz, K., & Conroy, J. (s.f.). Working with gardeners to identify potential invasive ornamental garden plants: testing a citizen science approach. *Biological Invasions*, 20. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-018-1759-3>
- Delgado et al, M. (1992). Water hyacinth biomass production in Madrid. *Biomass and Bioenergy*, 3(1). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/096195349290020Q?via%3Dihub>
- Delgado, J. (2016). *El helecho de agua llega a la cuenca del río Ardila*. Obtenido de HOY.es: <https://www.hoy.es/prov-badajoz/201605/10/helecho-agua-llega-cuenca-20160510091817.html>
- Denóbile et al, C. (2023). Public Health Implications of Invasive Plants: A Scientometric Study. *MDPI: Plants*, 12(3). Obtenido de <https://www.mdpi.com/2223-7747/12/3/661>
- De-sheng, L. (2010). The Growth Regularity, Biomasses and Productivity of *Acacia melanoxylon* in the Southwest of Guangxi. *Journal of Fugian Forestry Science and Technology*.
- Diagne et al, C. (2020). Invacost: a public database of the global economic costs of biological invasions. *Nature Scientific Data*, 7(1), 277. Obtenido de <https://www.nature.com/articles/s41597-020-00586-z>
- Dishon et al, G. (2023). Image-based analysis and quantification of biofouling in cultures of the red alga *Asparagopsis taxiformis*. *Journal of Applied Phycology*. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10811-022-02884-y>
- Dixon, P., & Irvine, L. (1977). *Seaweeds of the British Isles*.

- Djajadi, D. (2022). Lignosulfonate properties and reaction conditions enhance precipitation and affect ensuing quality of proteins from green biomass juice for monogastric animal feed. *Animal Feed Science and Technology*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0377840122000104?via%3Dihub>
- Domènech, R., & Vilà, M. (2006). Neighbourhood association of *Cortaderia selloana* invasion, soil properties and plant community structure in Mediterranean coastal grasslands. *Acta Oecológica*, 171-177. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X05001001?via%3Dihub>
- Domènech, R., & Vilà, M. (2008). Response of the invader *Cortaderia selloana* and two coexisting natives to competition and water stress. *Biological Invasions*, 10.
- Dutta et al, W. (2021). Gardening the menace! *Environmental and Sustainability Indicators*, 12. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2665972721000490?via%3Dihub>
- Eason, C., & Fennessy, P. (2023). Methane reduction, health and regulatory considerations regarding *Asparagopsis* and bromoform for ruminants. *New Zealand Journal of Agricultural Research*. Obtenido de <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/00288233.2023.2248948>
- Ecologistas en Acción. (s.f.). *Arribazones de alga asiática invaden las costas de Algeciras y Tarifa*. Obtenido de <https://www.ecologistasenaccion.org/167965/arribazones-del-alga-asiatica-invaden-las-costas-de-algeciras-y-tarifa/>
- ECPA. (s.f.). *Una solución a los eructos de las vacas llega desde el océano*. Obtenido de <https://ecpamericas.org/es/newsletters/una-solucion-a-los-eructos-de-las-vacas-llega-desde-el-oceano/>
- el Ágora diario del agua. (2019). El Ejército acude a retirar toneladas de camalote del cauce del Guadiana. Obtenido de <https://www.elagoradiario.com/desarrollo-sostenible/biodiversidad/el-ejercito-acude-a-retirar-toneladas-de-camalote-del-guadiana/>
- EL ESPAÑOL. (s.f.). *Tableros de alcachofa y pintura ecológica de tomate: así serán los muebles ecodiseñados del futuro*. Obtenido de https://www.elespanol.com/enclaves/historias/20230714/tableros-alcachofa-pintura-ecologica-tomate-muebles-ecodisenados-futuro/778422478_0.html
- El Estrecho Digital. (2023). La Diputación de Cádiz invertirá 262.000 euros en la eliminación del alga invasora del litoral. *El Estrecho Digital*.
- Eunis, V. (2015). *Asparagopsis armata*. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/biodiversidad-marina/64438_aarmata_tcm30-521314.pdf
- EXPERIMENTA. (s.f.). *Artichair, la silla vegetal de Kizis Studio. Plástico de fibra de cardo reforzada*. Obtenido de <https://www.experimenta.es/noticias/industrial/artichair-la-silla-vegetal-de-kizis-studio/>
- Expósito García, A., & Sánchez Lissen, R. (2002). El turismo en la economía andaluza. *Economista*, 94, 84-94.
- Fagúndez et al, J. (2020). A new gall midge species (Diptera, Cecidomyiidae) as a potential candidate for biological control of the invasive plant *Cortaderia selloana* (Poaceae). *Phytoparasitica*, 229-241. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s12600-020-00844-1>

- Feki et al, A. (2023). Biomedical applications of polysaccharide derived from tetrasporophyte tufts of *Asparagopsis armata* (*Falkenbergia rufolanosa*): Focus on antioxidant, anti-inflammatory, anti-coagulant and hepato-protective activities. *Algal Research*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926422003290>
- Feng et al. (2007). Biomass allocation, morphology and photosynthesis of invasive and noninvasive exotic species grown at four irradiance levels. *Acta Oecologica*, 31(1), 40-47. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1146609X0600141X>
- Feng et al, Q. (2021). Invasive plants as potential sustainable feedstocks for biochar production and multiple applications: A review. *Resources Conservation and Recycling*. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/347503712_Invasive_plants_as_potential_sustainable_feedstocks_for_biochar_production_and_multiple_applications_A_review
- Fernández Gonzáles, J., & Saiz Jarabo, M. M. (s.f.). *Hojas divulgadoras: la chumbera como cultivo en zonas áridas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Obtenido de https://www.mapa.gob.es/ministerio/pags/biblioteca/hojas/hd_1990_01.pdf
- Fernández, S. (2021). De alga asiática invasora a plantilla para zapatos. Obtenido de https://sevilla.abc.es/andalucia/cadiz/sevi-alga-asiatica-invasora-plantilla-para-zapatos-202108160824_noticia.html
- Flouton, E. (2023). Invasive Species. *The Massachusetts Review*, 64(2), 164-177.
- FuEDEI. (s.f.). *Cactoblastis cactorum* (*Polilla de la Tuna*). Obtenido de <https://fuedei.org/cactoblastis-cactorum-polilla-de-la-tuna/>
- García-de-Lomas et al, J. (2022). Rapid response to water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) invasion in the Guadalquivir river branch in Seville (southern Spain). *Management of Biological Invasions*, 13(4), 724-736. Obtenido de <https://www.reabic.net/journals/mbi/2022/Issue4.aspx>
- García-Gomez et al, J. (2020). From exotic to invasive in record time: The extreme impact of *Rugulopteryx okamurae* (Dictyotales, Ochrophyta) in the strait of Gibraltar. *Science of the Total Environment*, 704. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719354014?via%3Dihub>
- Generalitat Valenciana. (2017). *Actuaciones de control anuales*. Obtenido de <https://mediambient.gva.es/es/web/biodiversidad/actuacions-de-control-anuals>
- GISD. (2022). Global Invasive Species Database. Obtenido de <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Cortaderia+jubata>
- Glibert, P. M. (2017). Eutrophication, harmful algae and biodiversity — Challenging paradigms in a world of complex nutrient changes. *Marine Pollution Bulletin*, 124(2), 591-606. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X1730334X?via%3Dihub>
- GMR Canarias. (s.f.). *Dactylopius Opuntiae*. Obtenido de <https://gmrcanarias.com/wp-content/uploads/2020/12/DACTYLOPIUS-OPUNTIAE.pdf>
- Gnanasekaran et al, L. (2023). The conversion of biomass to fuels via cutting-edge technologies: Explorations from natural utilization systems. *Fuel*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236122024978?via%3Dihub>
- Gobierno de España. (2018). *Estrategia de gestión, control y posible erradicación del plumero de la Pampa (Cortaderia selleana) y otras especies de Cortaderia*. Ministerio para la Transición Ecológica y el

- Reto Demográfico. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategia_cortaderia_tcm30-478427.pdf
- Gobierno de Mexico. (s.f.). *Modelando la distribución potencial de Eichhornia crassipes*. Obtenido de <https://prod.senasica.gob.mx/ALERTAS/inicio/pages/single.php?noticia=2015>
- Godin et al, B. (2013). Chemical Composition and Biofuel Potentials of a Wide Diversity of Plant Biomasses. *Energy fuels*. Obtenido de <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ef3019244>
- Gómez, E. (2023). <https://www.elmundo.es/espana/2023/02/13/63e91ec521efa05f548b4574.html>. *Cosméticos y plantillas de zapatos para frenar la invasión de algas asiáticas en el litoral del Mediterráneo*. Obtenido de <https://www.elmundo.es/espana/2023/02/13/63e91ec521efa05f548b4574.html>
- González et al, A. F. (2008). Biocombustibles de segunda generación y. Obtenido de <https://www.redalyc.org/pdf/1210/121015051010.pdf>
- González-Muñoz et al, N. (2012). Invasion of alien *Acacia dealbata* on Spanish *Quercus robur* forests: Impact on soils and vegetation. *Forest Ecology and Management*, 214-221. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711007730#b0025>
- Greenteach. (2021). *greenteach.es*. Obtenido de <https://www.greenteach.es/analiza-dano-carpobrotus-edulis-en-suelo/>
- Grupo de Investigaciones del Agua. (2015). La invasión del helecho acuático *Azolla filiculoides* en la marisma del Parque Nacional de Doñana en 2005-2008. Obtenido de https://bibdigital.rjb.csic.es/medias/da/82/e4/b5/da82e4b5-f289-4638-8d83-efe60fdbf7c9/files/CIR_Inv_Hel_Acu.pdf
- Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras. Comité de Flora y Fauna Silvestres. (2021). Plan de acción sobre las vías de introducción y propagación de las especies exóticas invasoras en España. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/planviasdeentradadeeeilimpio12julio2021_tcm30-529319.pdf
- Guijarro Guzmán, M., & Pardos Mínguez, M. (2023). *Bosques, ciencia y técnica: la Sociedad Española de Ciencias Forestales*. Encuentros Multidisciplinares. Obtenido de <http://www.encuentros-multidisciplinares.org/revista-74/mercedes-guijarro.pdf>
- Gulan et al, L. (2017). Persistent organic pollutants, heavy metals and radioactivity in the urban soil of Pristina City, Kosovo and Metohija. *Chemosphere*, 415-426.
- Gupta et al, R. (2022). Nutrient Elements Promote Disease Resistance in Tomato by Differentially Activating Immune Pathways. *Molecular and Physiological Plant Pathology*. Obtenido de <https://apsjournals.apsnet.org/doi/10.1094/PHYTO-02-22-0052-R>
- Hakeem et al, I. (2022). Techno-economic analysis of biochemical conversion of biomass to biofuels and platform chemicals. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/bbb.2463>
- Harmer, B. (1990). Manufacture of structural members, in particular furniture components.
- Harrison, C. (1975). The relative influence of genetics and environment upon certain timber quality characters of *Acacia melanoxylon* in South África. *Forestry in South Africa*, 17, 23-27.

- Hassan, A., & Nawchoo, I. (2020). Impact of Invasive Plants in Aquatic Ecosystems. *Bioremediation and Biotechnology*. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-35691-0_3
- Head, L. (2017). The social dimensions of invasive plants. *Nature Plants*, 3. Obtenido de <https://www.nature.com/articles/nplants201775>
- Hernández - Melchor et al, D. J. (2019). Trichoderma: IMPORTANCIA AGRÍCOLA, BIOTECNOLÓGICA, Y SISTEMAS DE FERMENTACIÓN PARA PRODUCIR BIOMASA Y ENZIMAS DE INTERÉS INDUSTRIAL. *Chilean journal of agricultural & animal sciences*. Obtenido de https://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0719-38902019005000205&script=sci_arttext
- Hernández et al, C. (2018). Macroalgal response to a warmer ocean with higher CO2 concentration. *Marine Environmental Research*, 136, 99-105. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0141113617306797?via%3Dihub>
- Hernández-Becerra et al, E. (2022). Nopal cladodes (*Opuntia Ficus Indica*): Nutritional properties and functional potential. *Journal of Functional Foods*, 95. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1756464622002535?via%3Dihub>
- Holm et al, L. (1977). The world's worst weeds. . *University Press of Hawaii*.
- Hoogwijk et al, M. (2003). Exploration of the ranges of the global potential of biomass for energy. *Biomass and Bioenergy*, 25(2). Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0961953402001915?via%3Dihub>
- Hussain et al, M. (2011). Ecophysiological responses of three native herbs to phytotoxic potential of invasive *Acacia melanoxylon*. *Agroforestry Systems*, 83(2), 149-166.
- Igartúa, D. V. (2013). Propiedades xilotecnológicas de *Acacia melanoxylon* implantada en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Obtenido de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/33417/Documento_completo.pdf?sequence=4&isAll owed=y
- Ikram M et al, A. (2021). A new record for the invasive aquatic fern *Azolla filiculoides* Lam. in the White Nile, Sudan. *DYSONA Life Science*. Obtenido de https://life.dysona.org/article_128366.html
- iNaturalist. (s.f.). *Pulvinariella mesembryantheri*. Obtenido de <https://spain.inaturalist.org/taxa/69178-Pulvinariella-mesembryantheri>
- Jasinska et al, A. (2023). Possibilities and Limitations of Anaerobic Co-Digestion of Animal Manure—A Critical Review. *MDPI: Energies*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/1996-1073/16/9/3885>
- Jia et al, S. (2017). Adsorption of low-cost absorption materials based on biomass (*Cortaderia selloana* flower spikes) for dye removal: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Journal of Molecular Liquids*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167732216332871?via%3Dihub>
- Jia et al, Z. (2016). Adsorption of low-cost absorption materials based on biomass (*Cortaderia selloana* flower spikes) for dye removal: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Journal of Molecular Liquids*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167732216332871?via%3Dihub>

- Jones, B. A. (2017). Invasive Species Impacts on Human Well-being Using the Life Satisfaction Index. *Ecological Economics*, 134. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180091631401X?via%3Dihub>
- Juhasz et al, P. (1970). Improvements in or relating to the Manufacture of Furniture Slabs.
- Junta de Andalucía. (2015). *Asparagopsis armata*. Obtenido de https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/documents/20151/1412816/asparagopsis_armata_fichas_web_hq.pdf/f06e11e6-66ee-44bb-767c-b794cf4233e9?t=1643197049105
- Junta de Andalucía. (s.f.). *Paramuricea clavata*. Obtenido de https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/landing-page-imagen/-/asset_publisher/B0ldRH6GQnzt/content/paramuricea-clavata/20151
- Junta de Extremadura. (2020). Proyecto de orden por la que se aprueba el Protocolo para el control y/o erradicación de Acacia dealbata (Mimosa) y Ailanthus altissima (Ailanto) en Extremadura. Obtenido de http://extremambiente.juntaex.es/files/Informacion%20Publica/2020/Proyecto_Orden_protocolo_%20tmimosa%20y%20ailanto.pdf
- Kaparapu, J. (2023). A Review of the Fermenting Microalgae to Improve Their Bioactive Potential. Obtenido de <https://www.preprints.org/manuscript/202305.0116/v1>
- Kapler Smith et al, J. (2008). Chapter 16: Fire and nonnative plants-summary and conclusions.
- Khan et al, H. (2022). Methods of Measuring Packaging Effectiveness. *Consumer Packaging Strategy*. Obtenido de <https://www.taylorfrancis.com/chapters/edit/10.4324/9781003000822-5/methods-measuring-packaging-effectiveness-huda-khan-richard-lee-polymeros-chrysochou>
- Khoshnood et al, Z. (2013). Effects of the Invasive Ctenophore Species, Mnemiopsis Leidyi, on the Caspian Sea. *Versita*. Obtenido de <https://sciendo.com/article/10.2478/trser-2013-0010>
- Kizis Studio. (2015). Obtenido de <https://www.experimenta.es/noticias/industrial/artichair-la-silla-vegetal-de-kizis-studio/>
- Kouzu, M., & Hidaka, J.-s. (2012). Transesterification of vegetable oil into biodiesel catalyzed by CaO: A review. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016236111005552>
- Kumar Kohli et al, R. (2008). *Invasive Plants and Forest Ecosystems*. Obtenido de <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781420043389/invasive-plants-forest-ecosystems-ravinder-kumar-kohli-harminder-pal-singh-daizy-rani-batish-shibu-jose>
- Lambrinos, J. (2002). The variable invasion success of Cortaderia species in a complex landscape. *ecology*, 83, 518-529.
- Lazzaro et al, L. (2023). (Not) sweeping invasive alien plants under the carpet: results from the use of mulching sheets for the control of invasive Carpobrotus spp. *Biological Invasions*, 25, 2583-2597. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-023-03059-7>
- Le Maitre et al, D. C. (2002). Invasive Alien Trees and Water Resources in South Africa: Case Studies of the Costs and Benefits of Management. *Forest Ecology and Management*. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/30509052_Invasive_Alien_Trees_and_Water_Resources_in_South_Africa_Case_Studies_of_the_Costs_and_Benefits_of_Management

- Lee, S., & Stein, H. (2022). Digestibility and Availability of Nutrients in Feed Ingredients. *Wiley*. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781119583998.ch19>
- Li et al, Q. (2020). Discovering Biomass Structural Determinants Defining the Properties of Plant-Derived Renewable Carbon Fiber. Obtenido de [https://www.cell.com/iscience/fulltext/S2589-0042\(20\)30595-2?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2589004220305952%3Fshowall%3Dtrue](https://www.cell.com/iscience/fulltext/S2589-0042(20)30595-2?_returnURL=https%3A%2F%2Flinkinghub.elsevier.com%2Fretrieve%2Fpii%2FS2589004220305952%3Fshowall%3Dtrue)
- LIFE INVASEP. (s.f.). *Invasep.eu*. Obtenido de http://www.invasep.eu/azolla_filic.html
- Lim, T. (2011). *Opuntia ficus-indica*. *Edible Medicinal and Non-Medicinal Plants*, 660-682. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-8661-7_94
- Linguo, C., & Yulin, T. (2019). Algae fishing ship.
- Lloret, F., & Zedler, P. H. (2009). The Effect of Forest Fire on Vegetation. 273-312.
- Lodge, D. e. (2006). Biological invasions: Recommendations for US policy and management. *Ecological Applications*(16), 2035-2054.
- Lorenzo et al. (2012). Differential impact on soil microbes of allelopathic compounds released by the invasive *Acacia dealbata* Link. *Soil Biology and Biochemistry*, 57.
- Lorenzo et al, P. (2010). The genus *Acacia* as invader: The characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe. *Annals of Forest Science*, 67(1). Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/41700322_The_genus_Acacia_as_invader_The_characteristic_case_of_Acacia_dealbata_Link_in_Europe
- Lorenzo et al, P. (2012). Invasion by the leguminous tree *Acacia dealbata* (Mimosaceae) reduces the native understorey plant species in different communities. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/235430611_Invasion_by_the_leguminous_tree_Acacia_dealbataMimosaceae_reduces_the_native_understorey_plantspecies_in_different_communities
- M Machado, C. M. (2010). Situación de los Biocombustibles de 2da y.
- Marchante, E., & Marchante, H. (2023). Public perceptions about the invasive pampas grass, *Cortaderia selloana*: a case study of environmentally conscious citizens in Southern Europe. *Biological Invasions*.
- MARE. (2019). *Projecto AMALIA - Algae-to-Market Lab IdeAs - Adding value to marine invasive seaweeds of the Iberian northwest*. Obtenido de <https://www.mare-centre.pt/pt/proj/amalia>
- Marques Sastre, R. (2022). A Systematic Literature Review on Packaging Sustainability: Contents, Opportunities, and Guidelines. *MDPI: Sustainability*, 14(11). Obtenido de <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/11/6727>
- Marsh et al, A. (2021). Sectoral Impacts of Invasive Species in the United States and Approaches to Management. *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States*. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-45367-1_9#citeas
- Martí-Garrido, e. (2020). Allergy to *Ailanthus altissima* Pollen: A Local Allergen to Consider. *Journal of Investigational Allergology and Clinical Immunology*, 30(6), 452-454. Obtenido de <https://www.jiaci.org/summary/vol30-issue6-num2134>

- Martín-López, B., & García Llorente, M. (2007). El valor económico como indicador de la amenaza de las especies invasoras: el caso de los Parques Nacional y Natural de Doñana. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/29727492_El_valor_economico_como_indicador_de_la_amenaza_de_las_especies_invasoras_el_caso_de_los_Parques_Nacional_y_Natural_de_Donana
- Masiá Montalvá, V. (2008). 1ª Jornada Técnica sobre Biomasa y Biocombustibles. Obtenido de <https://www.phytoma.com/la-revista/phytohemeroteca/195-enero-2008/cultivos-para-biomasa>
- Matthaios Migkos et al, T. (2021). Enzymatic hydrolysis for the systematic production of second-generation glucose from the dual polysaccharide reserves of an anti-pollutant plant. *Bioresource Technology*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085242101052X?via%3Dihub>
- Matthews, S. (2005). *Sudamérica Invasida. El creciente peligro de las especies exóticas invasoras*. Programa Mundial sobre Especies Invasoras. GISP. Obtenido de <https://www.gisp.org/publications/invaded/gispSAmericasp.pdf>
- McConnachie et al, A. (2003). Economic evaluation of the successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa. *Biological Control*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1049964403000562?via%3Dihub>
- McConnachie et al, A. (2004). The successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa: an economic perspective. 576-583.
- McConnachie et al, A. J. (2004). The successful biological control of *Azolla filiculoides* in South Africa: an economic perspective. *International Symposium on Biological Control*.
- Mihaila et al, A. (2023). Early hatchery protocols for tetrasporogenesis of the antimethanogenic seaweed *Asparagopsis armata*. *Journal of Applied Phycology*. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10811-023-03029-5>
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2014). *Inventario español de los conocimientos tradicionales relativos a la biodiversidad*. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/pbl_lect_tcm30-164090.pdf
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2013). *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*. Obtenido de <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-catalogo.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2013). *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). *Estrategia de Control del Alga *Rugulopteryx okamurae* en España*.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2022). *Estrategia de Control del Alga *Rugulopteryx okamurae* en España*. Obtenido de https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/publicaciones/estrategia_rokamurae_cs_28072022_tcm30-543560.pdf
- Mizielińska, M., & Bartkowiak, A. (2022). Overview of Food Antimicrobial Packaging. Obtenido de <https://www.intechopen.com/chapters/84858>

- Mnguni et al, S. (2022). Laboratory-Based Mate Choices of Two Eccritotarsus Species (Hemiptera: Miridae) Used as Biological Control Agents of Water Hyacinth, *Pontederia (Eichhornia) crassipes* (Pontederiaceae), in South Africa. *Journal of Entomological Science*, 57, 267-280. Obtenido de <https://meridian.allenpress.com/jes/article/57/2/267/479783/Laboratory-Based-Mate-Choices-of-Two-Eccritotarsus>
- Mohd Zahari, A., & Seswoya, R. (2021). The Review on Impacts of Invasive Plants on The Physico-Chemical Characteristic of Water Body Quality. 293-304.
- Molenaar, H., Meinesz, A., & Thibaut, T. (2009). Alterations of the structure of *Posidonia oceanica* beds due to the introduced alga *Caulerpa taxifolia*. *Scientia Marina*, 73(2), 329-335.
- Montero Calvo et al, A. J. (2018). *Manual técnico para la gestión de la especie invasora Acacia dealbata Link*. Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Extremadura (CICYTEX).
- Montero Calvo, A., Schaad, D. A., Gutiérrez Esteban, M., & Fernández Santos, A. M. (2018). *Manual técnico para la gestión de la especie invasora Acacia dealbata Link*.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., & Muñoz, M. (2005). Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles.
- Morales et al, M. (2023). Recent Trends in Fermented Beverages Processing: The Use of Emerging Technologies. *MDPI: Beverages*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/2306-5710/9/2/51>
- Mouas et al, T. N. (2021). *Opuntia Ficus-Indica* a Mediterranean Diet Product. *SciForum*. Obtenido de <https://sciforum.net/paper/view/9444>
- Myers, J., Denoth, M., & Shaben, J. (2004). Invasive Plants: Their Impacts and Control in Changing Environments. (T. Hooper, Ed.) *Proceedings of the Species at Risk 2004. Pathways to Recovery Conference.*, 1-6. Obtenido de https://www.arlis.org/docs/vol1/69415913/myers_edited_final_april_19.pdf
- Mysliwy, M., & Szlauer-Lukaszewsk, A. (2017). Fern *Azolla filiculoides* at New Sites in Oder River (Poland) — Invader or Ephemeral? *Polish J. of Ecology*, 405-414. Obtenido de <https://bioone.org/journals/polish-journal-of-ecology/volume-65/issue-4/15052249PJE2017.65.4.009/Fern-Azolla-ficuloides-at-New-Sites-in-Oder-River-Poland/10.3161/15052249PJE2017.65.4.009.short>
- Namesny, A. (s.f.). ¿Cómo hace Sclerotinia para superar las defensas de las plantas? Obtenido de <https://www.tecnologiahorticola.com/sclerotinia-superar-defensas-plantas/>
- naturalista. (s.f.). *Neochetina eichhorniae*. Obtenido de <https://www.naturalista.mx/taxa/269433-Neochetina-eichhorniae>
- Nava, S. (2014). *Ailanthus altissima* (tree-of-heaven). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.3889>
- Nawawi et al, D. (2018). Karakteristik Kimia Biomassa untuk Energi (Chemical Characteristics of Biomass for Energy). *Journal of Tropical Wood Science and Technology*, 16(1). Obtenido de <http://ejournalmapeki.org/index.php/JITKT/article/view/441>
- Nedi et al, S. (2023). Reduction of hydrocarbon pollutants by hyacinth plants (*Eichhornia crassipes*). *F1000 Research. Plant Science*. Obtenido de <https://f1000research.com/articles/12-728/v1>

- Niculescu, M., & Cismaru, P. (2013). Invasive plants from agricultural crops in Oltenia area.
- NNSS. (2022). *GB Non-native Species Secretariat*. Obtenido de <https://www.nonnativespecies.org/non-native-species/information-portal/view/919>
- Novoa, A. (2020). Urbanization and *Carpobrotus edulis* invasion alter the diversity and composition of soil bacterial communities in coastal areas. *Microbiology Ecology*, 96(7). Obtenido de <https://academic.oup.com/femsec/article/96/7/fiaa106/5848193?login=false>
- Núñez-González, N., Rodríguez, J., & González, L. (2021). Managing the invasive plant *Carpobrotus edulis*: is mechanical control or specialized natural enemy more effective? *Journal of Environmental Management*, 298. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479721016169?via%3Dihub>
- Nyloy et al, E. (2023). Inclusion of Red Macroalgae (*Asparagopsis taxiformis*) in Dairy Cow Diets Modulates Feed Intake, Chewing Activity and Estimated Saliva Secretion. *Animals*, 13(3). Obtenido de <https://www.mdpi.com/2076-2615/13/3/489>
- Oberholzer, H. (s.f.). *The Water Hyacinth Mirid*. Obtenido de <https://www.arc.agric.za/arc-ppri/Leaflets%20Library/Eccritotarsus%20catarinensis.pdf>
- Ojeda Land, E., & Mesa Coello, R. (2008). *Banco de datos de especies introducidas en Canarias*. (G. d. Canarias, Productor) Obtenido de <https://www.biodiversidadcanarias.es/exos/especie/F01928>
- Ojeda, E. (2013). Datos inéditos cedudos por Elizabeth Y. Ojeda Land para el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias.
- Oshins et al, C. (2022). *The Composting Handbook*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978032385602700008X?via%3Dihub>
- Otero et al, M. (2013). *Monitoreo de especies marinas invasoras en áreas marinas protegidas (AMP) del Mediterráneo. Estrategia y guía práctica para gestores*. IUCN.
- Pacios et al, I. (2011). The non-native seaweed *Asparagopsis armata* supports a diverse crustacean assemblage. *Mar. Environ. Res*, 71, 275-282.
- Paiva, J. (1999). *Acacia Mill en Talavera & al. Flora iberica*. CSIC, 7(1), 11-25.
- Parchemin et al, C. (2023). Antibacterial Activities and Life Cycle Stages of *Asparagopsis armata*: Implications of the Metabolome and Microbiome. *Marine Drugs*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/1660-3397/21/6/363>
- Parker, C. (2008). *Carpobrotus edulis* (hottentot fig). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.10648>
- Parkes, J. (1993). The ecological dynamics of pest-resource- people systems. *New Zealand Journal of Zoology*(20), 223-230.
- Parsons, W., & Cuthbertson, E. (2001). Noxious weeds of Australia. *Inkata Press*.
- Patiño Martínez, P. (2014). Biomasa residual vegetal: tecnologías de transformación y estado actual. *Innovaciencia Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 45-52. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/299547212_Biomasa_residual_vegetal_tecnologias_de_transformacion_y_estado_actual

- Pelletpedia. (s.f.). Obtenido de <https://pelletpedia.com/como-se-fabrica-y-almacena-el-pellet/>
- Pérez Aguilar, J. A. (2023). Biomasa residual de industria del Cannabis, una alternativa para la obtención de productos de alto valor agregado. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 25(1), 92-103. Obtenido de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/102648>
- Pérez et al, A. (2021). Pyrolysis technology for Cortaderia selloana invasive species. Prospects in the biomass energy sector. *Renewable Energy*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960148121000215?via%3Dihub>
- Pérez, M., & Stupak, M. (1996). *Revisión sobre los aspectos biológicos del "fouling"*. Obtenido de <https://core.ac.uk/download/pdf/232878326.pdf>
- Pinero - Rodríguez, M. J. (2021). The invasive aquatic fern Azolla filiculoides negatively impacts water quality, aquatic vegetation and amphibian larvae in Mediterranean environments. *Biological Invasions*, 755-769. Obtenido de The invasive aquatic fern Azolla filiculoides negatively impacts water quality, aquatic vegetation and amphibian larvae in Mediterranean environments
- Pinilla Suárez et al, J. (2006). Opciones de productos a partir de la madera de acacia y su promoción. Antecedentes de una experiencia con acacias en Chile. *Boletín del CIDEU*, 2, 73-92.
- Pinilla, J., & Navarrete, M. (2010). Evaluación inicial de un ensayo de manejo en Acacia dealbata. *Ciencia e Investigación Forestal - Instituto Forestal*, 16(2).
- Pinkermoda. (2022). Desserto: piel vegana procedente de las hojas del nopal. Obtenido de <https://pinkermoda.com/desserto-piel-vegana-procedente-hojas-nopal/#:~:text=piel%20vegana%20Desserto-,Producci%C3%B3n%20de%20Desserto,el%20resto%20de%20la%20planta.>
- Piroozmand et al, M. (2021). 4 - Chemical looping conversion of biomass and biomass-derived feedstocks. *Advances in Bioenergy and Microfluidic Applications*, 87-136. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780128216019000042?via%3Dihub>
- Placheta et al, Barbara;. (2022). The Use of Fermented Plant Biomass in Pigs Feeding. *MDPI: Sustainability*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/2071-1050/14/21/14595>
- Portela, R. (2017). Especies invasoras (X): Azolla, el asombroso helecho de agua. Obtenido de <https://cienciaybiologia.com/azolla-helecho-agua/>
- Prasad Shadangi et al, K. (2023). Chapter 3 - Characterization techniques of biomass: physico-chemical, elemental, and biological. *Bioenergy Engineering*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780323983631000223?via%3Dihub>
- Pratt et al, C. F. (2022). A century of Azolla filiculoides biocontrol: the economic value of Stenopelmus rufinus to Great Britain. *CABI Agriculture and Bioscience*. Obtenido de <https://cabiagbio.biomedcentral.com/articles/10.1186/s43170-022-00136-0>
- Ragauskas, A., Williams, C., Davison, B., Britovsek, G., Cairney, J., Eckert, C., . . . Tschaplinkski, T. (2006). The path forward for biofuels and biomaterials. *Science*(311), 484-489.
- Rebbeck, J., & Jolliff, J. (2018). How long do seeds of the invasive tree, Ailanthus altissima remain viable? *Forest Ecology and Management*. Obtenido de <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112718308235>

- Reddy et al, A. M. (2019). Variation in cool temperature performance between populations of *Neochetina eichhorniae* (Coleoptera: Curculionidae) and implications for the biological control of water hyacinth, *Eichhornia crassipes*, in a temperate climate. *Biological Control*, 128, 85-93. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1049964418304493?via%3Dihub>
- Reid, W. (1998). Puntos críticos de biodiversidad. *Trends in Ecology & Evolution*. Obtenido de [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(98\)01363-9](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(98)01363-9)
- Rejón, R. (2021). Una invasión biológica imparables se extiende por España. *El Diario*. Obtenido de https://www.eldiario.es/sociedad/invasion-biologica-imparable-extiende-espana_1_8528545.html
- Rice, M. (2021). Intensive Fishing Effort and Market Controls as Management Tools for Invasive Aquatic Species: A Review. *Asian Fisheries Science*. Obtenido de <https://www.asianfisheriessociety.org/publication/downloadfile.php?id=1384&file=Y0dSbUx6QXdNVE01T0Rrd01ERTJOREV3TIRBMk5qSXVjR1Jt>
- Richardson, D., & Rejmanek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and Distributions*, 17(5), 788-809.
- Rindenbach et al, L. (2016). The interacting effects of nutrient enrichment and ocean acidification on the growth and physiology of the macroalgae *Ulva* sp. *AGUOS*. Obtenido de <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2016AGUOSAH54A0110R/abstract>
- Robert et al, A. (2001). Invited Synthesis Paper: Principles and practices for managing rangeland invasive plants.
- Rodrigues Carmo et al, R. F. (2018). How do invasive species affect native species? Experimental evidence from a carrion blowfly (Diptera: Calliphoridae) system. *Ecological Entomology*, 483-493. Obtenido de <https://resjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/een.12524>
- Rodrigues et al, N. (2022). Influence of the underwater environment in the procedural generation of marine alga *Asparagopsis Armata*. *Computer Science Research Notes*. Obtenido de <http://wscg.zcu.cz/WSCG2022/short/B03-full.pdf>
- Rodríguez et al, J. (2021). Impacts of the invasive plant *Carpobrotus edulis* on herbivore communities on the Iberian Peninsula. *Biological Invasions*, 1425-1441. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-020-02449-5>
- Rodríguez et al, J. (2020). Biogeographical comparison of terrestrial invertebrates and trophic feeding guilds in the native and invasive ranges of *Carpobrotus edu*. Obtenido de <https://neobiota.pensoft.net/article/49087/>
- Rodríguez Navarro, M., & Fariña, B. (2019). La expansión de *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult. f.) Asch. & Graebn. (Poaceae) en Tenerife, islas Canarias.
- Rodríguez, J., & Cordero-Rivera, A. (2021). Impacts of the invasive plant *Carpobrotus edulis* on herbivore communities on the Iberian Peninsula. *Biological Invasions*, 1425-1441. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10530-020-02449-5>
- Rodríguez, J., González, L., & Lorenzo, P. (2014). ¿Está *Acacia dealbata* Link usando diferentes patrones de crecimiento para colonizar distintos ecosistemas? Universidad de Vigo. Obtenido de https://d1wqtxts1xzle7.cloudfront.net/47552426/Est_Acacia_dealbata_Link_usando_diferent20160727-4207-1g34b7u-libre.pdf?1469603295=&response-content-

disposition=inline%3B+filename%3DEsta_Acacia_dealbata_Link_usando_difere.pdf&Expires=1694968175&Signature=S

- Rojas-Sandoval, J., & Acevedo-Rodríguez, P. (2013). *Eichhornia crassipes* (water hyacinth). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.20544>
- Rudovica et al, V. (2021). Valorization of Marine Waste: Use of Industrial By-Products and Beach Wrack Towards the Production of High Added-Value Products. *Frontiers in Marine Science*. Obtenido de <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2021.723333/full>
- Ruitton et al, S. (2021). Rapid Spread of the Invasive Brown Alga *Rugulopteryx okamurae* in a National Park in Provence (France, Mediterranean Sea). *Water*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/2073-4441/13/16/2306>
- Sahoo et al, M. (2023). *Fermented Foods in Health and Disease Prevention*. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781119776406.ch2>
- Said-Alahl et al, H. (2017). *Opuntia ficus-indica*.
- Saleem et al, S. (2023). Chapter two - Plant nutrition and soil fertility: physiological and molecular avenues for crop improvement. *Sustainable Plant Nutrition*, 23-49. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780443186752000092?via%3Dihub>
- Santos Bellorín, D. (2010). Revalorización de los residuos de *Pennisetum setaceum* en Tenerife transformándolos en papel y cartón. Obtenido de <http://www.conama.vsf.es/conama10/download/files/conama/CT%202010/1000000298.pdf>
- Sanz Elorza et al, M. (2004). Atlas de las plantas alóctonas invasoras de España.
- Schelhas et al, J. (2021). Social and Cultural Dynamics of Non-native Invasive Species. *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States*. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-45367-1_12
- Schultz, R., & Dibble, E. (2012). Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia (Springer Netherlands)*, 684(1). Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10750-011-0978-8>
- Selvi Gokkaya et al, D. (2023). Catalytic Hydrothermal Liquefaction of Artichoke Residues (*Cynara Scolymus* L.) to Valuable Chemicals. *Sakarya University Journal of Science*, 27(2). Obtenido de <https://dergipark.org.tr/en/pub/saufenbilder/issue/76551/1163187>
- Shashanka, & Kumara Swamy. (2020). Biosynthesis of Silver Nanoparticles Using Leaves of *Acacia Melanoxylon* and their Application as Dopamine and Hydrogen Peroxide Sensors. 8(1). Obtenido de https://www.physchemres.org/article_96805_3a2d999a9c1fb15b6275064d71db2b95.pdf
- Shashanka, R., & Kumara Swamy, B. (2019). Biosynthesis of Silver Nanoparticles Using Leaves of *Acacia Melanoxylon* and their Application as Dopamine and Hydrogen Peroxide Sensors. Obtenido de https://www.physchemres.org/article_96805_3a2d999a9c1fb15b6275064d71db2b95.pdf
- Shashanka, R., & Kumara Swamy, B. (2020). Biosynthesis of Silver Nanoparticles Using Leaves of *Acacia Melanoxylon* and their Application as Dopamine and Hydrogen Peroxide Sensors. *Physicak Chemistry Research*. Obtenido de https://www.physchemres.org/article_96805_3a2d999a9c1fb15b6275064d71db2b95.pdf

- Shicai Shen, et al, G. (2017). Occurrence and damage of invasive alien plants in Dehong Prefecture, western of Yunnan Province. *Acta Ecologica Sinica (Elsevier)*, 37(3), 195-200. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1872203216301172?via%3Dihub>
- Shivali Banerjee,, A. (2023). Microbes as Bio-Factories for the Valorization of Fruit and Vegetable Processing Wastes. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781119776406.ch8>
- Sinicropi et al, M. S. (2022). *Opuntia ficus indica* (L.) Mill. An Ancient Plant Source of Nutraceuticals. *Current Topics in Medicinal Chemistry*, 22(21), págs. 1736-1749. Obtenido de <https://www.eurekaselect.com/article/125313>
- Sokolov et al, D. (2023). Enzymatic Hydrolysis of Soy Protein. Obtenido de <https://fptt.ru/en/issues/21374/21396/>
- Stanton, A., & DiTomaso, J. (2004). Growth response of *Cortaderia selloana* and *Cortaderia jubata* (Poaceae) seedling to temperature, light and water. *Madrono*, 51, 312-321.
- Taylan et al, K. (2016). Phytoremediation of petroleum hydrocarbons by using a freshwater fern species *Azolla filiculoides* Lam. *International Journal of Phytoremediation*. Obtenido de <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15226514.2015.1115958>
- Taylan, K., & Müge, S. (2022). Phenanthrene stress response and phytoremediation potential of free-floating fern *Azolla filiculoides*. *International Journal of Phytoremediation*.
- Techfashionista. (2021). 9 telas sostenibles a base de plantas que a tu piel le encantarán. Obtenido de <https://thetechfashionista.com/es/telas-sostenibles-a-base-de-plantas/#ecovero>
- Teimour, R. (2018). *Azolla* (*Azolla filiculoides*) compost improves grain yield of rice (*Oryza sativa* L.) under different irrigation regimes. *Agricultural Water Management*,. Obtenido de <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378377418306607>
- Terradas et al, M. (2023). An outbreak of the invasive macroalgae *Rugulopteryx okamurae* in Alicante Bay and its colonization on dead *Posidonia oceanica* matte. *Repositorio Institucional de la Universidad de Alicante*. Obtenido de <https://rua.ua.es/dspace/handle/10045/136838>
- Thuiller, W., Richardson, D. M., & Midgley, G. (2007). Will climate change promote alien plant invasions? (N. W. (ed.), Ed.) *Biological Invasions*, 193, 197-211. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/225883853_Will_Climate_Change_Promote_Alien_Plant_Invasions
- Toldi, M. (2022). Could phytoseiid mites impair biological control of the invasive plant, *Ailanthus altissima*? *Acarologia: Open Science in Acarology*.
- Tripathi et al, M. (2023). Conversion technologies for valorization of hemp lignocellulosic biomass for potential biorefinery applications. *Separation and Purification Technology*, 320.
- Troiano et al, D. (2023). Toward optimal use of biomass as carbon source for chemical bioproduction. *Current Opinion in Biotechnology*, 81. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0958166923000526?via%3Dihub>
- Ullah et al, M. (2022). Recent Advancements and Challenges in Lignin Valorization: Green Routes towards Sustainable Bioproducts. *Molecules*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/1420-3049/27/18/6055/pdf>

- Universidad de Sevilla. (2023). Expertos de la Universidad de Sevilla alertan sobre "expansión descontrolada" de las algas asiáticas. Obtenido de <https://www.epe.es/es/andalucia/20230901/expertos-universidad-sevilla-alertan-expansion-algas-asiaticas-91583610>
- Universidad Mariana. (2015). *Las energías sustentables y sostenibles en el departamento de Nariño*. (L. A. Montenegro Mora, Ed.) Colombia: UNIMAR.
- Universidad Politécnica de Madrid. (2015). *Tecnologías para el uso y transformación de biomasa energética*. Ediciones Mundi-Prensa. Obtenido de https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=k9ISCgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA267&dq=biomasa+amilacea&ots=wO6_zap27&sig=X29loVworYy_JJOXEGsph5WOwS8#v=onepage&q=biomasa%20amilacea&f=false
- UNIZAR. (s.f.). Torrefacción de biomasa: diseño y propuesta económica de un reactor experimental. Obtenido de https://zagan.unizar.es/record/5612/files/TAZ-PFC-2011-064_ANE.pdf
- Valero Gutiérrez del Olmo, E., & Picos Martín, J. (2009). Parcelas invadidas por *Acacia dealbata* Link. Evaluación de su potencial aprovechamiento incluyendo bioenergía. *5º Congreso Forestal Español. Montes y sociedad: Saber qué hacer*. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/237099638_Parcelas_invasidas_por_Acacia_dealbata_Link_Evaluacion_de_su_potencial_aprovechamiento_incluyendo_bioenergia#fullTextFileContent
- Van Beusekom, J. (2018). Eutrophication. (S. I. Publishing, Ed.) *Handbook on Marine Environment Protection*, 429-445. Obtenido de https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-60156-4_22
- Van Meerbeek et al, K. (2015). Biomass of invasive plant species as a potential feedstock for bioenergy production. *Biofuels Bioproducts & Biorefining*. Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/bbb.1539>
- Vanegas Escudero, A. L. (2019). Alternativas ambientales para el aprovechamiento de la biomasa residual de palma aceitera (*elaeis guineensis*) en procesos industriales y agrícolas. *Publicaciones e investigación*, 13(2). Obtenido de <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/publicaciones-e-investigacion/article/view/3467>
- Veganamente: Las mimosas, propiedades y usos*. (s.f.). Obtenido de <https://www.veganamente.es/mimosas-propiedades-y-usos/>
- Vieites Blanco, C. (2018). Effects on soil and alternatives for biological control of the invasive plant *carpobrotus edulis*.
- Vieites-Blanco, C., & González-Prieto, S. (2018). Effects of *Carpobrotus edulis* invasion on main litter and soil characteristics in backdune and rocky coastal habitats with oceanic climate. *Plant and Soil*, 425, 363-374. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-018-3598-5>
- Vilá et al, M. (2008). *Invasiones Biológicas*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Obtenido de <https://www.valladares.info/wp-content/uploads/2021/02/Invasiones-biologicas-2008.pdf>
- Vilà, M. (2009). Cortaderia selloana (pampas grass). *CABI Compendium*. Obtenido de <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/10.1079/cabicompendium.11872>
- Vilá, M. (2018). *Invasiones biológicas y sistemas agrícolas*. Obtenido de https://www.phytoma.com/images/pdf/300_encuentro_cc_invasiones_biologicas.pdf

- Villar et al, M. (2015). Decomposition and biological colonization of native and exotic leaf litter in a Central Spain stream. *Limnetica*, 34(2), 293-310. Obtenido de <https://digital.csic.es/handle/10261/131973>
- Vrabic-Brodnjak et al, U. (2022). Invasive Alien Plant Species for Use in Paper and Packaging Materials. *Fibers*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/2079-6439/10/11/94>
- Wackett, L. (2022). Web alert: Microbial biomass conversion. *Microbial Biotechnology*. Obtenido de <https://ami-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1751-7915.14149>
- Weber, E. (2003). Invasive plant species of the world: A reference guide to environmental weeds. *CAB International*, 548.
- Wickert et al, K. (2017). Seed Production, Viability, and Reproductive Limits of the Invasive *Ailanthus altissima* (Tree-of-Heaven) within Invaded Environments. *MDPI: Forests*, 8(7). Obtenido de <https://www.mdpi.com/1999-4907/8/7/226>
- Wiley Online Library. (s.f.). Obtenido de <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/epp.12528>
- Williamson, M. (2006). Explaining and predicting the success of invading species at different stages of invasion. *Biological Invasions*(8), 1561-1568.
- Wu et al, D. (2022). Lignocellulose biomass bioconversion during composting: Mechanism of action of lignocellulase, pretreatment methods and future perspectives. *Chemosphere*. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004565352102107X?via%3Dihub>
- Xiaojie, J. (2018). *Opuntia ficus-indica* fruit cream mask and preparation method thereof.
- Zanoalla et al, M. (2022). Bromoform, mycosporine-like amino acids and phycobiliprotein content and stability in *Asparagopsis armata* during long-term indoor cultivation. *Journal of Applied Phycology*, 1635-1647. Obtenido de <https://link.springer.com/article/10.1007/s10811-022-02706-1>
- Zhang et al, M. (2023). Influence of attapulgite on biogas production and the evolution of dissolved organic matter during anaerobic digestion. Obtenido de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0926669023007446?via%3Dihub>
- Zhang Zongchao, Y. (2020). Biomass modification method.
- Zhu, Y. (2023). Current Technologies and Uses for Fruit and Vegetable Wastes in a Sustainable System: A Review. *MDPI: Foods*. Obtenido de <https://www.mdpi.com/2304-8158/12/10/1949>
- Zulueta Corporación. (s.f.). EMERGENCIA contra la Cortaderia selloana (Plumero de la Pampa). Obtenido de <https://zulueta.com/emergencia-contra-la-cortaderia-selloana-plumero-de-la-pampa/>

GLOSARIO

- **Especies invasoras:** especies de plantas que se introducen en un ecosistema que no es el suyo y que causan daños ambientales, económicos y/o sociales significativos. Estas especies tienen una alta capacidad de adaptación y propagación, y pueden desplazar a las especies autóctonas del ecosistema, pudiendo transformar ecosistemas naturales, perturbando las interacciones tróficas y los flujos de energía y nutrientes, alterando además las condiciones abióticas (*Bruno et al., 2005*)
- **Biomasa:** materia orgánica producida por los seres vivos, incluyendo plantas, animales y microorganismos. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a la materia orgánica generada por estas especies que puede ser utilizada como materia prima para la producción de diferentes productos.
- **Valorización de residuos:** proceso de transformación de residuos en materiales o energía útiles. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a la transformación de la biomasa generada por estas especies en productos como biocombustibles, compostaje, papel, alimentos para animales, entre otros.
- **Economía circular:** modelo económico que se basa en la utilización eficiente y sostenible de los recursos, minimizando la generación de residuos y promoviendo la reutilización, el reciclaje y la valorización de los mismos. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a la implementación de prácticas sostenibles y circulares en la gestión de los residuos vegetales.
- **Huella de carbono:** medida de la cantidad de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) producidas por un producto, servicio o proceso. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a la evaluación de las emisiones de GEI asociadas a la gestión de residuos vegetales y la valorización de la biomasa de especies invasoras.
- **Tecnologías sostenibles:** tecnologías que promueven el desarrollo sostenible al reducir el impacto ambiental, social y económico de los procesos industriales y de gestión de residuos. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a las tecnologías que permiten la valorización eficiente y sostenible de la biomasa de estas especies.
- **Análisis de ciclo de vida:** metodología para evaluar el impacto ambiental de un producto, proceso o servicio desde la extracción de materias primas hasta la disposición final de los residuos generados. En el contexto del aprovechamiento de la biomasa de especies invasoras, se refiere a la evaluación del impacto ambiental asociado a la valorización de la biomasa de estas especies a través de todas las etapas del ciclo de vida.
- **Biochar:** carbón vegetal producido a partir de materia orgánica mediante un proceso de pirólisis. Tiene una estructura porosa que mejora la retención de agua y nutrientes en el suelo, lo que beneficia la agricultura y la mitigación del cambio climático al secuestrar carbono de la atmósfera y almacenarlo en el suelo. Es una herramienta importante en la agricultura sostenible.
- **Fouling:** la acumulación de organismos (bacterias, protozoos, animales y plantas), en superficies sumergidas en ambientes acuáticos como los cascos de los barcos. Pueden producirse tanto en

ambientes marinos como de agua dulce y tener efectos negativos en diversas estructuras (Pérez & Stupak, 1996)

- **Especie nativa, autóctona o indígena:** aquellas que tienen presencia natural y original en un área geográfica específica, que han evolucionado o adaptado a lo largo del tiempo en ese entorno particular. Estas especies forman parte integral de los ecosistemas locales y han evolucionado junto con otros organismos y factores ambientales de la región en la que se encuentran. Su distribución y presencia no son el resultado de la intervención humana directa, por lo que no presentan una influencia significativa de actividades humanas que alteren su presencia natural.
- **Especie introducida, exótica, foránea, alóctona, no nativa o importada:** organismos que han sido trasladados por acción humana, ya sea de manera deliberada o accidental, a regiones geográficas fuera de su hábitat natural original. Estas especies pueden denominarse de varias formas que de cara a su significado biológico son sinónimas y su presencia en nuevos entornos puede tener consecuencias ecológicas, económicas y sociales, especialmente si alteran los ecosistemas locales o afectan a las especies autóctonas.
- **Especie adventicia, subespontánea, casual:** se refiere a especies que han llegado a un área determinada, ya sea de forma natural o humana, pero que aún no están completamente establecidas. Las subespontáneas pueden encontrarse ocasionalmente, mientras que las casuales aparecen esporádicamente y no establecen poblaciones sostenidas ni se reproducen exitosamente en el entorno.
- **Especie naturalizada o establecida:** describe una especie que, aunque no es nativa de un área específica, ha logrado establecer poblaciones sostenidas y reproducirse exitosamente en dicho entorno, adaptándose a las condiciones locales y formando parte integral de la biodiversidad de la región.
- **Plaga:** colonia de organismos animales o vegetales que ataca y destruye los cultivos y las plantas.
- **Bioaceite:** fracción líquida del proceso de pirólisis. Es una mezcla compleja de hidrocarburos alifáticos oxigenados y compuestos aromáticos. Puede obtenerse del enfriamiento y condensación de los gases producidos durante la pirólisis.

ANEXOS

Datos y tablas adicionales

- Tabla 5: Coste anual estimado y coste promedio anual por especie terrestre detallado.

En esta tabla se representa la información disgregada obtenida del archivo InvaCost. En ella se aprecian los costes anuales por especie y año de registro. Debido a que en algunas ocasiones el mismo año aparece en numerosas ocasiones dentro de la base de datos, se ha realizado el promedio de gasto anual en cada especie, de forma que no se duplica el gasto económico de gestión anual como pasa en la columna “Suma de Gasto estimado por año (€)”

Etiquetas de fila	Suma de Gasto estimado por año (€)	Promedio de Gasto estimado por año (€)	Suma de Gasto estimado por año (%)
<i>Acacia dealbata</i>	39.317,89	9.829,47	0,07%
2011	23.172,18	23.172,18	0,04%
2018	16.145,71	5.381,90	0,03%
<i>Acacia melanoxylon</i>	9.344,52	1.038,28	0,02%
2011	6.717,96	6.717,96	0,01%
2012	488,96	244,48	0,00%
2013	320,00	160,00	0,00%
2014	1.228,80	1.228,80	0,00%
2015	204,80	204,80	0,00%
2016	256,00	256,00	0,00%
2017	128,00	128,00	0,00%
<i>Ailanthus altissima</i>	507.435,88	2.642,90	0,90%
2008	10.752,00	10.752,00	0,02%
2009	19.635,50	9.817,75	0,03%
2010	11.962,88	1.708,98	0,02%
2011	7.901,44	1.580,29	0,01%
2012	9.352,96	1.169,12	0,02%
2013	12.723,20	908,80	0,02%
2014	33.132,80	1.743,83	0,06%
2015	138.206,09	3.543,75	0,24%
2016	71.959,53	2.248,74	0,13%
2017	82.848,64	2.589,02	0,15%
2018	87.950,36	2.837,11	0,16%
2019	14.010,48	14.010,48	0,02%
2020	7.000,00	7.000,00	0,01%
<i>Azolla filiculoides</i>	211.030,33	4.396,47	0,37%
2007	3,08	3,08	0,00%
2008	6.400,00	3.200,00	0,01%
2009	143.264,00	23.877,33	0,25%

2010	9.679,36	4.839,68	0,02%
2011	21.211,29	10.605,65	0,04%
2012	2.022,40	404,48	0,00%
2013	9.346,40	1.335,20	0,02%
2014	12.697,40	2.539,48	0,02%
2015	2.809,60	468,27	0,00%
2016	883,20	441,60	0,00%
2017	1.280,00	213,33	0,00%
2018	1.433,60	358,40	0,00%
<i>Carpobrotus edulis</i>	665.087,05	7.557,81	1,17%
2007	3,80	3,80	0,00%
2009	53.773,95	53.773,95	0,09%
2010	1.424,64	237,44	0,00%
2011	256,00	85,33	0,00%
2012	3.014,40	376,80	0,01%
2013	2.342,40	212,95	0,00%
2014	29.670,40	2.967,04	0,05%
2015	192.546,46	12.034,15	0,34%
2016	36.223,68	4.024,85	0,06%
2017	323.777,56	24.905,97	0,57%
2018	22.053,76	2.205,38	0,04%
<i>Cortaderia selloana</i>	1.101.093,73	9.175,78	1,95%
2008	6.144,00	6.144,00	0,01%
2009	1.628,00	814,00	0,00%
2010	230,40	230,40	0,00%
2011	11.615,75	1.935,96	0,02%
2012	10.152,00	3.384,00	0,02%
2013	7.744,00	516,27	0,01%
2014	24.930,36	1.312,12	0,04%
2015	9.394,40	939,44	0,02%
2016	14.310,00	954,00	0,03%
2017	115.533,11	5.023,18	0,20%
2018	474.876,71	23.743,84	0,84%
2019	424.035,00	106.008,75	0,75%
2020	500,00	500,00	0,00%
<i>Echhornia crassipes</i>	53.849.655,54	1.055.875,60	95,13%
2006	1.000.000,00	1.000.000,00	1,77%
2007	7.425.771,95	1.485.154,39	13,12%
2008	6.478.521,40	1.619.630,35	11,44%
2009	5.175.016,78	1.293.754,20	9,14%
2010	4.027.696,27	805.539,25	7,11%
2011	1.307.857,04	261.571,41	2,31%
2012	814.688,02	135.781,34	1,44%
2013	1.300.830,60	260.166,12	2,30%
2014	500.870,40	250.435,20	0,88%

2015	4.000.000,00	2.000.000,00	7,07%
2016	2.400.000,00	2.400.000,00	4,24%
2017	3.000.102,40	1.500.051,20	5,30%
2018	6.500.000,00	6.500.000,00	11,48%
2019	7.763.826,19	2.587.942,06	13,71%
2020	1.566.849,69	391.712,42	2,77%
2026	587.624,80	587.624,80	1,04%
Opuntia ficus-indica	226.014,96	2.825,19	0,40%
2008	5.120,00	5.120,00	0,01%
2009	12.800,00	12.800,00	0,02%
2010	171.901,52	14.325,13	0,30%
2011	2.534,40	633,60	0,00%
2012	4.986,24	383,56	0,01%
2013	4.812,80	300,80	0,01%
2014	1.587,20	317,44	0,00%
2015	6.166,40	685,16	0,01%
2016	6.444,80	1.611,20	0,01%
2017	814,08	203,52	0,00%
2018	8.847,52	804,32	0,02%
Total general	56.608.979,90		100,00%

- Tabla 6: Coste promedio anual estimado por especie de alga detallado

Etiquetas de fila	Suma de Gasto estimado por año (€)	Promedio de Gasto estimado por año (€)2	Suma de Gasto estimado por año (€)2
Sargassum muticum	170.967,82	28.494,64	3,35%
1976	132.183,91	66.091,95	2,59%
1981	165,52	165,52	0,00%
2010	36.319,54	18.159,77	0,71%
2013	2.298,85	2.298,85	0,05%
Undaria pinnatifida	4.936.904,92	822.817,49	96,65%
1999	10.849,06	10.849,06	0,21%
2000	1.420.454,55	1.420.454,55	27,81%
2001	215.909,09	215.909,09	4,23%
2003	3.130.739,39	3.130.739,39	61,29%
2016	154.716,98	154.716,98	3,03%
2017	4.235,85	4.235,85	0,08%
Total general	5.107.872,73		100,00%

- Tabla 7: Coste promedio anual y porcentaje representado por comunidad autónoma detallado.

Etiquetas de fila	Suma de Gasto estimado por año (€)	Promedio de Gasto estimado por año (€)	Suma de Gasto estimado por año (%)
Andalucía	20.028,57	20.028,57	0,58%
Azolla	20.028,57	20.028,57	0,58%

<i>filiculoides</i>			
2011	20.028,57	20.028,57	0,58%
Asturias	1.011.730,31	101.173,03	29,35%
<i>Carpobrotus edulis</i>	53.773,95	53.773,95	1,56%
2009	53.773,95	53.773,95	1,56%
<i>Cortaderia selloana</i>	957.956,36	106.439,60	27,79%
2017	99.999,96	16.666,66	2,90%
2018	457.956,40	228.978,20	13,28%
2019	400.000,00	400.000,00	11,60%
País Vasco	50.364,00	3.597,43	1,46%
<i>Ailanthus altissima</i>	1.000,00	1.000,00	0,03%
2016	1.000,00	1.000,00	0,03%
<i>Cortaderia selloana</i>	49.364,00	3.797,23	1,43%
2011	4.720,00	4.720,00	0,14%
2012	9.000,00	9.000,00	0,26%
2014	9.203,00	4.601,50	0,27%
2015	3.500,00	3.500,00	0,10%
2016	7.356,00	3.678,00	0,21%
2017	6.850,00	3.425,00	0,20%
2018	2.200,00	2.200,00	0,06%
2019	6.035,00	3.017,50	0,18%
2020	500,00	500,00	0,01%
Castilla-La Mancha	218.009,62	43.601,92	6,32%
<i>Ailanthus altissima</i>	14.010,48	14.010,48	0,41%
2019	14.010,48	14.010,48	0,41%
<i>Echhornia crassipes</i>	203.999,14	50.999,79	5,92%
2019	37.149,45	37.149,45	1,08%
2020	166.849,69	55.616,56	4,84%
Cataluña	426.890,45	4.640,11	12,38%
<i>Acacia dealbata</i>	16.145,71	5.381,90	0,47%
2018	16.145,71	5.381,90	0,47%
<i>Ailanthus altissima</i>	306.829,26	4.794,21	8,90%
2015	126.972,81	6.682,78	3,68%
2016	48.885,93	3.055,37	1,42%
2017	63.952,00	3.997,00	1,85%
2018	67.018,52	5.155,27	1,94%
<i>Carpobrotus edulis</i>	79.666,66	7.966,67	2,31%
2015	20.666,66	5.166,67	0,60%
2016	15.000,00	15.000,00	0,44%
2017	34.000,00	8.500,00	0,99%
2018	10.000,00	10.000,00	0,29%

<i>Cortaderia selloana</i>	21.764,82	1.813,74	0,63%
2016	4.650,00	2.325,00	0,13%
2017	6.416,27	1.283,25	0,19%
2018	10.698,55	2.139,71	0,31%
<i>Opuntia ficus-indica</i>	2.484,00	828,00	0,07%
2015	2.000,00	2.000,00	0,06%
2018	484,00	242,00	0,01%
Extremadura	345.187,74	115.062,58	10,01%
<i>Azolla filiculoides</i>	18.511,00	9.255,50	0,54%
2013	7.260,00	7.260,00	0,21%
2014	11.251,00	11.251,00	0,33%
<i>Echhornia crassipes</i>	326.676,74	326.676,74	9,48%
2019	326.676,74	326.676,74	9,48%
Galicia	51.736,93	12.934,23	1,50%
<i>Acacia dealbata</i>	23.172,18	23.172,18	0,67%
2011	23.172,18	23.172,18	0,67%
<i>Acacia melanoxylon</i>	6.717,96	6.717,96	0,19%
2011	6.717,96	6.717,96	0,19%
<i>Cortaderia selloana</i>	21.846,79	10.923,40	0,63%
2011	3.846,79	3.846,79	0,11%
2019	18.000,00	18.000,00	0,52%
Navarra	7.000,00	7.000,00	0,20%
<i>Ailanthus altissima</i>	7.000,00	7.000,00	0,20%
2020	7.000,00	7.000,00	0,20%
Valencia	1.316.673,10	3.006,10	38,19%
<i>Acacia melanoxylon</i>	2.626,56	328,32	0,08%
2012	488,96	244,48	0,01%
2013	320,00	160,00	0,01%
2014	1.228,80	1.228,80	0,04%
2015	204,80	204,80	0,01%
2016	256,00	256,00	0,01%
2017	128,00	128,00	0,00%
<i>Ailanthus altissima</i>	175.728,64	1.417,17	5,10%
2008	10.752,00	10.752,00	0,31%
2009	16.768,00	16.768,00	0,49%
2010	11.962,88	1.708,98	0,35%
2011	7.901,44	1.580,29	0,23%
2012	9.352,96	1.169,12	0,27%
2013	12.723,20	908,80	0,37%
2014	33.132,80	1.743,83	0,96%

2015	11.233,28	561,66	0,33%
2016	22.073,60	1.471,57	0,64%
2017	18.896,64	1.181,04	0,55%
2018	20.931,84	1.162,88	0,61%
<i>Azolla filiculoides</i>	72.487,68	1.685,76	2,10%
2008	6.400,00	3.200,00	0,19%
2009	43.264,00	8.652,80	1,25%
2010	9.679,36	4.839,68	0,28%
2011	1.182,72	1.182,72	0,03%
2012	2.022,40	404,48	0,06%
2013	2.086,40	347,73	0,06%
2014	1.446,40	361,60	0,04%
2015	2.809,60	468,27	0,08%
2016	883,20	441,60	0,03%
2017	1.280,00	213,33	0,04%
2018	1.433,60	358,40	0,04%
<i>Carpobrotus edulis</i>	531.642,64	6.995,30	15,42%
2010	1.424,64	237,44	0,04%
2011	256,00	85,33	0,01%
2012	3.014,40	376,80	0,09%
2013	2.342,40	212,95	0,07%
2014	29.670,40	2.967,04	0,86%
2015	171.879,80	14.323,32	4,99%
2016	21.223,68	2.652,96	0,62%
2017	289.777,56	32.197,51	8,41%
2018	12.053,76	1.339,31	0,35%
<i>Cortaderia selloana</i>	49.301,76	594,00	1,43%
2008	6.144,00	6.144,00	0,18%
2009	768,00	768,00	0,02%
2010	230,40	230,40	0,01%
2011	3.048,96	762,24	0,09%
2012	1.152,00	576,00	0,03%
2013	7.744,00	516,27	0,22%
2014	15.727,36	925,14	0,46%
2015	5.894,40	654,93	0,17%
2016	2.304,00	209,45	0,07%
2017	2.266,88	226,69	0,07%
2018	4.021,76	335,15	0,12%
<i>Echhornia crassipes</i>	261.354,86	9.679,81	7,58%
2007	125.771,95	41.923,98	3,65%
2008	78.521,40	26.173,80	2,28%
2009	5.016,78	2.508,39	0,15%
2010	27.696,27	6.924,07	0,80%
2011	7.857,04	1.964,26	0,23%

2012	14.688,02	2.937,60	0,43%
2013	830,60	207,65	0,02%
2014	870,40	870,40	0,03%
2017	102,40	102,40	0,00%
<i>Opuntia ficus-indica</i>	223.530,96	2.903,00	6,48%
2008	5.120,00	5.120,00	0,15%
2009	12.800,00	12.800,00	0,37%
2010	171.901,52	14.325,13	4,99%
2011	2.534,40	633,60	0,07%
2012	4.986,24	383,56	0,14%
2013	4.812,80	300,80	0,14%
2014	1.587,20	317,44	0,05%
2015	4.166,40	520,80	0,12%
2016	6.444,80	1.611,20	0,19%
2017	814,08	203,52	0,02%
2018	8.363,52	929,28	0,24%
Total general	3.447.620,72		100,00%

- Tabla 10: Coste de obtención por tonelada de biomasa por especie detallada

En estas tablas se muestran los datos recogidos en los informes de intervención para la gestión de las diferentes EEI de la Comunitat Valenciana. Se presentan únicamente los datos hasta 2013 debido al posterior registro únicamente en base económica de los datos. Para poder obtener el peso en toneladas, se ha estimado una gran cantidad de información dando prioridad a la especie, ecosistema y año de intervención, por lo que estos datos son meramente orientativos.

Los datos económicos relacionados con las especies *Acacia dealbata*, *Rugulopteryx okamurae* y *Asparagopsis armata* a partir de información disponible en diferentes artículos científicos. En el caso de *Asparagopsis armata*, se especifica el coste de recogida de algas entre 6€ y 120€ por tonelada (Rudovica et al, 2021).

Eichhornia crassipes						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Eichhornia crassipes	2007	249,32	253,00	125.771,95	504,46	497,12
Eichhornia crassipes	2008	120,25	294,00	41.913,40	348,55	142,56
Eichhornia crassipes	2009	3,89	14,00	2.712,78	697,37	193,77
Eichhornia crassipes	2010	17,60	74,84	18.117,07	1.029,67	242,08
Eichhornia crassipes	2011	10,29	19,12	5.010,32	486,82	262,05
Eichhornia crassipes	2012	21,87	39,20	9.044,54	413,63	230,73
Eichhornia crassipes	2013	0,23	1,38	267,40	1.172,81	193,77
			PROMEDIO	28.976,78	664,76	251,72

Acacia melanoxylon

Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Acacia melanoxylon	2012	1,22	3,82	488,96	400,37	128,00
Acacia melanoxylon	2013	0,81	2,50	320,00	394,23	128,00
			PROMEDIO	404,48	397,30	128,00

Ailanthus altissima						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Ailanthus altissima	2009	78,33	327,58	27.520,00	351,32	84,01
Ailanthus altissima	2010	22,35	93,46	11.962,88	535,27	128,00
Ailanthus altissima	2011	14,76	61,73	7.901,44	535,27	128,00
Ailanthus altissima	2012	17,48	73,08	9.352,96	535,20	127,98
Ailanthus altissima	2013	23,77	99,40	12.723,20	535,27	128,00
			PROMEDIO	19.741,44	498,47	106,01

Azolla filiculoides						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Azolla filiculoides	2009	18,02	182,43	35.840,00	1.989,32	196,46
Azolla filiculoides	2010	6,56	75,62	23.503,36	3.585,02	310,81
Azolla filiculoides	2011	1,30	9,24	1.182,72	909,78	128,00
Azolla filiculoides	2012	2,52	15,80	2.022,40	803,52	128,00
Azolla filiculoides	2013	2,45	16,30	2.086,40	849,92	128,00
			PROMEDIO	29.671,68	1.627,51	253,64

Carpobrotus edulis						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Carpobrotus edulis	2009	8,01	81,11	1.424,64	177,81	17,56
Carpobrotus edulis	2010	5,42	11,13	256,00	47,26	23,00
Carpobrotus edulis	2011	0,89	2,00	3.014,40	3.395,00	1.507,20
Carpobrotus edulis	2012	3,01	23,55	2.342,40	777,78	99,46
Carpobrotus edulis	2013	5,32	18,30	29.670,40	5.577,28	1.621,33
			PROMEDIO	840,32	1.995,03	20,28

Cortaderia selloana						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Cortaderia selloana	2009	24,25	11,64	6.912,00	285,03	594,00
Cortaderia selloana	2010	0,20	1,80	230,40	1.181,54	128,00
Cortaderia selloana	2011	272,05	23,82	3.048,96	11,21	128,00
Cortaderia selloana	2012	25,77	9,00	1.152,00	44,71	128,00
Cortaderia selloana	2013	34,87	60,50	7.744,00	222,11	128,00
			PROMEDIO	3.571,20	348,92	361,00

Opuntia ficus-indica						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada

Opuntia ficus-indica	2010	703,66	49,88	171.901,52	244,30	3.446,65
Opuntia ficus-indica	2011	94,48	19,80	2.534,40	26,82	128,00
Opuntia ficus-indica	2012	1768,80	39,02	4.986,24	2,82	127,80
			PROMEDIO	171.901,52	91,31	3.446,65

Acacia dealbata						
Especie	Año	Peso (tn)	Jornadas	Coste	€/tn	€/jornada
Acacia dealbata	2009	411,25	-	-	23,68	-
Acacia dealbata	2009	385,00	-	-	29,86	-
Acacia dealbata	2009	465,00	-	-	25,03	-
Acacia dealbata	2009	265,00	-	-	50,54	-
Acacia dealbata	2009	158,00	-	-	55,91	-
			PROMEDIO		37,00	

A continuación, se incluyen los datos completos con los valores obtenidos a partir de las actuaciones de control anuales de EEI realizados por la Generalitat Valenciana. Es posible acceder a dichos controles en el siguiente [enlace](#), donde seleccionando el año que se muestra en la tabla aparecen los valores introducidos en blanco. Los valores señalados en color amarillo son aquellos estimados a partir de los valores reales.

Especie	Municipio	Año	Hábitat	Peso (tn)	Volumen (m3)	Superficie (m2)	Ejemplares	Jornal
<i>Carpobrotus edulis</i>	Almenara	2012	Dunas marítimas	0,05	0,38	0,3	13	0,06
<i>Carpobrotus edulis</i>	Cabanes	2012	Dunas marítimas	0,34	2,37	12,3	533	2,46
<i>Carpobrotus edulis</i>	Daimús	2012	Dunas marítimas	0,14	1,00	0,8	35	0,16
<i>Carpobrotus edulis</i>	Guardamar de la Safor	2012	Dunas marítimas	0,29	2,00	6,6	286	1,32
<i>Carpobrotus edulis</i>	Piles	2012	Dunas marítimas	1,14	8,00	42	1820	8,4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Santa Pola	2012	Dunas marítimas	0,08	0,56	6,75	293	1,35
<i>Carpobrotus edulis</i>	Xeraco	2012	Dunas marítimas	0,93	6,50	47	2037	9,4
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Burriana	2012	Dunas marítimas	0,72	0,02	0,60	1	0,1
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Guardamar del Segura	2012	Dunas marítimas	4,35	0,12	3,60	6	0,1
<i>Ailanthus altissima</i>	Almenara	2012	Marjales, ríos, ramblas	1,72	11,01	2229,90	223	7,21
<i>Ailanthus altissima</i>	Chiva	2012	Marjales, ríos, ramblas	1,55	50,79	2004,12	200	6,48
<i>Ailanthus altissima</i>	Gaianes	2012	Marjales, ríos, ramblas	0,13	1,52	173,20	6	0,56
<i>Azolla filiculoides</i>	Almenara	2012	Marjales, ríos, ramblas	1,45	9,6	-	-	8,23
<i>Azolla filiculoides</i>	Castellón	2012	Marjales, ríos, ramblas	0,85	5,61	-	-	4,81
<i>Azolla filiculoides</i>	La Llosa	2012	Marjales, ríos, ramblas	0,04	0,29	-	-	0,25
<i>Azolla filiculoides</i>	Nules	2012	Marjales, ríos, ramblas	0,14	0,9	-	-	2,26
<i>Azolla filiculoides</i>	Xilxes	2012	Marjales, ríos, ramblas	0,04	0,29	-	-	0,25
<i>Cortaderia selloana</i>	Almenara	2012	Marjales, ríos, ramblas	16,67	112	348,59	22	8
<i>Cortaderia selloana</i>	Sagunt	2012	Marjales, ríos, ramblas	9,09	61,09	190,14	12	1
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Jana (la)	2012	Marjales, ríos, ramblas	20	0,55	16,57	28	0,375
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Puçol	2012	Marjales, ríos, ramblas	120	3,31	99,40	166	2,25
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Sagunt	2012	Marjales, ríos, ramblas	1195,2	33	990,00	1650	22,41

<i>Opuntia ficus-indica</i>	Traiguera	2012	Marjales, ríos, ramblas	16	0,44	13,25	22	0,3
<i>Carpobrotus edulis</i>	Dénia	2012	Acantilado	0,04	0,28	2	87	0,4
<i>Acacia melanoxylon</i>	Castellón	2012	Matorrales y formaciones boscosas	0,22	0,5	5,00	28,125	0,75
<i>Acacia melanoxylon</i>	La Pobra de la Tornesa	2012	Matorrales y formaciones boscosas	1,00	2,22	20,47	115,125	3,07
<i>Ailanthus altissima</i>	Alcoi	2012	Matorrales y formaciones boscosas	0,23	0,3	300	46	0,97
<i>Ailanthus altissima</i>	Beniatjar	2012	Matorrales y formaciones boscosas	6,47	5,5	6650	1273	27,05
<i>Ailanthus altissima</i>	Chera	2012	Matorrales y formaciones boscosas	7,11	355,53	9197,94	1400	29,74
<i>Ailanthus altissima</i>	Villena	2012	Matorrales y formaciones boscosas	0,06	0,76	83,51	3	0,27
<i>Ailanthus altissima</i>	Vistabella Maestrazgo	2012	Matorrales y formaciones boscosas	0,19	9,56	247,42	38	0,8
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Benicàssim	2012	Matorrales y formaciones boscosas	137,63	3,8	114,00	190	2,7
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Castellón	2012	Matorrales y formaciones boscosas	10,87	0,3	9,00	15	1,19
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Peñíscola	2012	Matorrales y formaciones boscosas	0,72	0,02	0,60	1	0,9
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Puig	2012	Matorrales y formaciones boscosas	72,44	2	60,00	100	1,62
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Vall d'Uixó (la)	2012	Matorrales y formaciones boscosas	76,06	2,1	63,00	105	2,45
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Algar de Pelancia	2012	Baldíos	2,54	0,07	2,10	4	0,12
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Vall de Almonacid	2012	Baldíos	112,28	3,1	93,00	155	4,5
<i>Carpobrotus edulis</i>	Guardamar	2009	Dunas marítimas	7,09	49,62	358,79	15548	71,76
<i>Carpobrotus edulis</i>	Santa Pola	2009	Dunas marítimas	0,375	2,625	18,98	823	3,80
<i>Carpobrotus edulis</i>	Calpe	2009	Dunas marítimas	0,3	2,1	15,18	658	3,04
<i>Carpobrotus edulis</i>	Elx	2009	Dunas marítimas	0,01	0,06	0,43	19	0,09
<i>Carpobrotus edulis</i>	Benacàssim	2009	Dunas marítimas	0,24	1,68	12,15	526	2,43
<i>Ailanthus altissima</i>	Denia	2009	Matorrales y formaciones boscosas	0,80	40,12	1038,05	158	3,36
<i>Ailanthus altissima</i>	Alcoi	2009	Matorrales y formaciones boscosas	0,39	19,3	499,32	76	1,61
<i>Ailanthus altissima</i>	Agres	2009	Matorrales y formaciones boscosas	0,12	6	155,23	23,63	0,50
<i>Ailanthus altissima</i>	Beniatjar	2009	Matorrales y formaciones boscosas	59,08	5,1	76408,59	11630	247,05
<i>Ailanthus altissima</i>	Bocairent	2009	Matorrales y formaciones boscosas	0,47	23,62	611,01	93	1,98
<i>Ailanthus altissima</i>	Alfauir	2009	Matorrales y formaciones boscosas	17,47	873,58	22600,65	3440	73,07
<i>Azolla filiculoides</i>	Castellón	2009	Marjales, ríos, ramblas	4,76	56,22	-	-	48,20
<i>Azolla filiculoides</i>	Castellón	2009	Marjales, ríos, ramblas	0,04	0,24	-	-	0,37
<i>Azolla filiculoides</i>	Almenara	2009	Marjales, ríos, ramblas	3,32	39,21	-	-	33,62
<i>Azolla filiculoides</i>	Valencia	2009	Marjales, ríos, ramblas	9,9	116,93	-	-	100,25
<i>Cortaderia selloana</i>	Xeresa	2009	Marjales, ríos, ramblas	24,25	162,91	507,05	32	11,6
<i>Carpobrotus edulis</i>	Elx	2010	Dunas marítimas	0,043	0,3	6,00	260	1,2
<i>Carpobrotus edulis</i>	Santa Pola	2010	Dunas marítimas	3,286	23	7,00	303	1,4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Almenara	2010	Dunas marítimas	0,016	0,11	0,35	34	0,07
<i>Carpobrotus edulis</i>	Piles	2010	Dunas marítimas	0,786	5,5	16,90	732	3,38
<i>Azolla filiculoides</i>	Almenara	2010	Marjales, ríos, ramblas	4,61	30,59	-	-	46,7
<i>Azolla filiculoides</i>	Castellón	2010	Marjales, ríos, ramblas	1,94	12,87	-	-	28,92
<i>Cortaderia selloana</i>	Almenara	2010	Marjales, ríos, ramblas	0,1950	1,31	28	1,37	1,8
<i>Ailanthus altissima</i>	Alcoi	2010	Matorrales y formaciones boscosas	2,16	1,66	50	425	9,02
<i>Ailanthus altissima</i>	Alfauir	2010	Matorrales y formaciones boscosas	4,54	227,14	7780	894	19
<i>Ailanthus altissima</i>	Banyeres	2010	Matorrales y formaciones boscosas	1,20	59,77	1546,39	235	5
<i>Ailanthus altissima</i>	Beniatjar	2010	Matorrales y formaciones boscosas	13,63	50,79	20300	200	57
<i>Ailanthus altissima</i>	Bocairent	2010	Matorrales y formaciones boscosas	0,26	12,91	15	51	1,08
<i>Ailanthus altissima</i>	Villena	2010	Matorrales y formaciones boscosas	0,47	0,06	80	92	1,96
<i>Ailanthus altissima</i>	Xativa	2010	Matorrales y formaciones boscosas	0,10	4,78	25	19	0,4

<i>Opuntia ficus-indica</i>	Benicàssim	2010	Matorrales y formaciones boscosas	3,4	23,68	710,40	1184	22,25
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Casinos	2010	Matorrales y formaciones boscosas	123,1	3,4	102,00	170	5,67
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Castellón	2010	Matorrales y formaciones boscosas	0,4	2,6	78,00	130	2,7
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Onda	2010	Matorrales y formaciones boscosas	18,1	0,5	15,00	25	0,81
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Puig	2010	Matorrales y formaciones boscosas	3,6	0,1	3,00	5	1,08
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Vall d'Uixó (la)	2010	Matorrales y formaciones boscosas	0,1	0,53	15,90	27	4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Valencia	2010	Baldíos	0,857	6	20,00	867	4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Serra	2010	Baldíos	0,429	3	5,40	234	1,08
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Algar de Pelancia	2010	Baldíos	11,7	0,32	9,66	16	2,43
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Busot	2010	Baldíos	7,2	0,2	6,00	10	0,8
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Casinos	2010	Baldíos	36,2	1	30,00	50	0,48
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Serra	2010	Baldíos	470,8	13	390,00	2	9,255
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Torrevejeja	2010	Baldíos	29,0	0,8	24	40	0,4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Elx	2011	Dunas marítimas	0,003	0,02	1,40	61	0,28
<i>Carpobrotus edulis</i>	Almenara	2011	Dunas marítimas	0,028	0,195	0,60	39	0,12
<i>Azolla filiculoides</i>	Almenara	2011	Marjales, ríos, ramblas	1,3	10,78	-	-	9,24
<i>Carpobrotus edulis</i>	Xeraco	2011	Marjales, ríos, ramblas	0,857	6	8,00	347	1,6
<i>Cortaderia selloana</i>	Almenara	2011	Marjales, ríos, ramblas	257,65	1730,91	5387,37	340	8,33
<i>Cortaderia selloana</i>	Quatretonda	2011	Marjales, ríos, ramblas	4,55	30,55	95,07	6	7
<i>Cortaderia selloana</i>	Xeresa	2011	Marjales, ríos, ramblas	8,34	56,00	174,30	11	8
<i>Ailanthus altissima</i>	Beniatjar	2011	Matorrales y formaciones boscosas	6,70	965,00	8659,79	3800	28
<i>Ailanthus altissima</i>	Chiva	2011	Matorrales y formaciones boscosas	3,91	163,03	5050,52	642	16,33
<i>Ailanthus altissima</i>	Quatretonda	2011	Matorrales y formaciones boscosas	1,26	76,18	1626,80	300	5,26
<i>Ailanthus altissima</i>	Villena	2011	Matorrales y formaciones boscosas	0,70	0,62	909,28	138	2,94
<i>Ailanthus altissima</i>	Vistabella Maestrazgo	2011	Matorrales y formaciones boscosas	2,2	109,98	2845,36	433	9,2
<i>Cortaderia selloana</i>	Llutxent	2011	Matorrales y formaciones boscosas	1,52	10,18	31,69	2	0,49
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Benicarlo	2011	Matorrales y formaciones boscosas	2,5	0,07	420,00	4	0,4
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Benicàssim	2011	Matorrales y formaciones boscosas	1,4	14	30,00	700	15,43
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Peñíscola	2011	Matorrales y formaciones boscosas	36,22	1	45,00	50	1
<i>Opuntia ficus-indica</i>	Vall d'Uixó (la)	2011	Matorrales y formaciones boscosas	54,33	1,5	9,76	1	2,97
<i>Carpobrotus edulis</i>	Almenara	2013	Dunas marítimas	0,046	0,325	1,00	43	0,2
<i>Carpobrotus edulis</i>	Cabanes	2013	Dunas marítimas	0,046	0,325	1,00	43	0,2
<i>Carpobrotus edulis</i>	Calpe	2013	Dunas marítimas	0,071	0,5	3,00	130	0,6
<i>Carpobrotus edulis</i>	Gandía	2013	Dunas marítimas	0,071	0,5	10,00	433	2
<i>Carpobrotus edulis</i>	Sagunt	2013	Dunas marítimas	1,000	7	12,00	520	2,4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Santa Pola	2013	Dunas marítimas	2,843	19,9	41,00	1777	8,2
<i>Carpobrotus edulis</i>	Valencia	2013	Dunas marítimas	0,286	2	5,00	217	1
<i>Ailanthus altissima</i>	Almenara	2013	Marjales, ríos, ramblas	1,12	56,19	4000	221	4,7
<i>Ailanthus altissima</i>	Banyeres	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,24	30,47	309,28	120	1
<i>Ailanthus altissima</i>	Gaianes	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,48	7,62	170	30	2
<i>Azolla filiculoides</i>	Almenara	2013	Marjales, ríos, ramblas	1,31	8,7	-	-	9,8
<i>Azolla filiculoides</i>	Burriana	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,09	0,58	-	-	0,5
<i>Azolla filiculoides</i>	Castellón	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,56	3,73	-	-	3,2
<i>Azolla filiculoides</i>	La Llosa	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,12	0,82	-	-	0,7
<i>Azolla filiculoides</i>	Nules	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,28	1,87	-	-	1,6
<i>Azolla filiculoides</i>	Xilxes	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,09	0,58	-	-	0,5

<i>Cortaderia selloana</i>	Alfafara	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,76	5,09	15,85	1	0,1
<i>Cortaderia selloana</i>	Almenara	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,07	0,5	8,30	0,52	0,2
<i>Cortaderia selloana</i>	Altea	2013	Marjales, ríos, ramblas	1,52	10,18	31,69	2	0,2
<i>Cortaderia selloana</i>	Calpe	2013	Marjales, ríos, ramblas	5,03	33,8	303	35,40	7,3
<i>Cortaderia selloana</i>	Gandía	2013	Marjales, ríos, ramblas	0,04	0,3	4,98	0,31	6
<i>Cortaderia selloana</i>	Sagunt	2013	Marjales, ríos, ramblas	4,47	30	497,86	31,42	3,2
<i>Acacia melanoxylon</i>	Peñíscola	2013	Acantilado	0,13	0,29	2,67	15	0,4
<i>Carpobrotus edulis</i>	Calpe	2013	Acantilado	0,200	1,4	6,50	282	1,3
<i>Carpobrotus edulis</i>	Peñíscola	2013	Acantilado	0,114	0,8	0,50	22	0,1
<i>Cortaderia selloana</i>	Denia	2013	Acantilado	0,76	5,09	15,85	1	0,1
<i>Acacia melanoxylon</i>	La Pobla de la Tornesa	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,68	1,52	14	78,75	2,1
<i>Ailanthus altissima</i>	Alcoi	2013	Matorrales y formaciones boscosas	6,79	93,45	5320	368	28,4
<i>Ailanthus altissima</i>	Banyeres	2013	Matorrales y formaciones boscosas	1,20	63,49	1546,39	250	5
<i>Ailanthus altissima</i>	Bèlgida	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,96	47,82	1000	188	4
<i>Ailanthus altissima</i>	Beniatjar	2013	Matorrales y formaciones boscosas	5,79	6	5800	1139	24,2
<i>Ailanthus altissima</i>	Bocairent	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,91	54,34	1175,26	214	3,8
<i>Ailanthus altissima</i>	Cabanes	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,96	2	1237,11	188	4
<i>Ailanthus altissima</i>	Chera	2013	Matorrales y formaciones boscosas	1,55	7	2010,31	306	6,5
<i>Ailanthus altissima</i>	Chiva	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,77	5	989,69	151	3,2
<i>Ailanthus altissima</i>	Ibi	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,31	15,24	525	60	1,3
<i>Ailanthus altissima</i>	Vall de Almonacid	2013	Matorrales y formaciones boscosas	1,75	87,27	3480	344	7,3
<i>Carpobrotus edulis</i>	Benicàssim	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,070	0,488	1,50	65	0,3
<i>Carpobrotus edulis</i>	Vall d'Uixó (la)	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,571	4	10,00	433	2
<i>Cortaderia selloana</i>	Barx	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,16	1,1	18,25	1,15	1,2
<i>Cortaderia selloana</i>	Calpe	2013	Matorrales y formaciones boscosas	10,38	69,7	1156,7	73	14,8
<i>Cortaderia selloana</i>	Gandía	2013	Matorrales y formaciones boscosas	0,15	1	16,60	1,05	0,2
<i>Ailanthus altissima</i>	Alcoi	2013	Baldíos	0,96	130	1237,11	188	4
<i>Cortaderia selloana</i>	Aielo de Rugat	2013	Baldíos	0,22	1,5	24,89	1,57	0,4
<i>Cortaderia selloana</i>	Castellonet de la Conquesta	2013	Baldíos	0,01	0,1	1,66	0,10	0
<i>Cortaderia selloana</i>	Fontanars dels Alforins	2013	Baldíos	9,57	64,26	200	12,62	4
<i>Cortaderia selloana</i>	Llocnou de Sant Jeroni	2013	Baldíos	0,51	3,4	56,42	3,56	3,3
<i>Cortaderia selloana</i>	Rugat	2013	Baldíos	0,07	0,5	8,30	0,52	0
<i>Cortaderia selloana</i>	Sagunt	2013	Baldíos	0,45	3	1500	55	15,4
<i>Cortaderia selloana</i>	Terrateig	2013	Baldíos	0,70	4,7	78,00	4,92	4,1

Especies a las que sería posible ampliar el estudio

Rabo de gato

Pennisetum setaceum

Clase: *Liliopsida*

Orden: *Cyperales*

Familia: *Gramineae*

Especie: *Pennisetum setaceum*.

Xenotipo: metafito holoagriófito

Tipo biológico: hemicriptófito
cespitoso



Hojas



Floración



Fruto



Distribución en España

Muy extendida en Canarias, donde es una de las plantas alóctonas invasoras más problemáticas. En la Península se ha citado en Málaga, Granada, Alicante y Valencia.

Encuentra facilidades para su expansión en las zonas turísticas más urbanizadas.

Plumero común

Asparagopsis taxiformis

Clase: *Rhodoplaxceae*

Orden: *Nemaliales*

Familia: *Bonnemaisoniaceae*

Especie: *Asparagopsis taxiformis*

Tipo biológico: *Rodophyta*



Aspecto general



Distribución en España

En el territorio nacional se conoce su presencia en las zonas sur y sureste de España (Andalucía, Región de Murcia, Costa Valenciana) y en las Islas Baleares.

Dedos verdes de mar

Codium fragile

Clase: *Chlorophyceae*

Orden: *Codiales*

Familia: *Codiaceae*

Especie: *Codium fragile*

Tipo biológico: *Chlorophyta*



Aspecto general



Distribución en España

Se localiza en su mayoría en las costas del norte de España, teniendo un mayor impacto en Galicia, Asturias y Cataluña. También se ha citado en la Comunidad Valenciana y en Andalucía, además de los sistemas insulares Balear y Canario.

Sargazo

Sargassum muticum

Clase: *Phaeophyceae*
 Orden: *Fucales*
 Familia: *Sargasaceae*
 Especie: *Sargassum muticum*
 Tipo biológico: *Ochrophyta*



Aspecto general



Distribución en España

Alga parda que en España se observó en toda la costa cantábrica, mientras que en las costas del Mediterráneo se han observado ejemplares de arrastre en las playas o flotando en el mar abierto, aunque existen citas en las playas de Cádiz.

Alga wakame

Undaria pinnatifida

Clase: *Phaeophyceae*
 Orden: *Laminariales*
 Familia: *Alariaceae*
 Especie: *Undaria pinnatifida*
 Tipo biológico: *Ochrophyta*



Aspecto general



Distribución en España

En la península se encuentra presente en Galicia, Asturias y en el archipiélago canario. Aunque no se presenta en muchas ubicaciones de la península, es una especie importante para la industria alimentaria.