

MÁSTER UNIVERSITARIO EN TRANSICIÓN ENERGÉTICA HACIA ENERGÍAS RENOVABLES

TRABAJO FIN DE MÁSTER

Gestión del fin de vida de las palas de aerogeneradores eólicos como desafío para la transición energética renovable

Autor: María José Campoblanco
Tutor: Miguel Vázquez Romero

Madrid, 2026

AGRADECIMIENTO

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi tutor, Miguel Vázquez Romero, por su orientación, disponibilidad y dedicación durante el desarrollo de este Trabajo Fin de Máster. Sus consejos y observaciones han sido fundamentales para enriquecer este trabajo y para mi crecimiento académico.

Asimismo, agradezco a los profesionales del sector eólico que compartieron su tiempo y conocimientos técnicos, aportando una visión práctica que ha contribuido significativamente a este estudio.

Finalmente, deseo agradecer a mi familia y a mis compañeros del Máster por su apoyo constante, su motivación y el ánimo brindado a lo largo de esta etapa, que han sido esenciales para alcanzar este objetivo.

RESUMEN

La energía eólica constituye una de las tecnologías clave de la transición energética, pero el envejecimiento de los primeros parques instalados y los procesos de repotenciación están generando un volumen creciente de palas eólicas al final de su vida útil. Estas palas, fabricadas mayoritariamente con materiales compuestos termoestables reforzados con fibra de vidrio o carbono, presentan grandes dificultades para su reciclaje. El presente trabajo analiza la problemática del fin de vida de las palas, revisa el estado del arte de las tecnologías de tratamiento disponibles (reciclaje mecánico, co-procesamiento en cementeras, pirólisis, solvólisis, termólisis y reutilización estructural) y aplica un análisis multicriterio para seleccionar la alternativa más adecuada de cara al corto y medio plazo, considerando la escalabilidad, el coste, la madurez tecnológica, la calidad del material recuperado y el impacto ambiental. Los resultados identifican un modelo híbrido, basado en la combinación de reciclaje mecánico y co-procesamiento, como la solución de transición más viable para gestionar el gran volumen de palas convencionales. El trabajo incorpora además un análisis económico basado en rangos bibliográficos (CAPEX, OPEX, coste por tonelada e ingresos por materiales recuperados), una estimación de la huella de carbono y una revisión de las tecnologías futuras orientadas al diseño circular de las próximas generaciones de palas, como las resinas reciclables de Siemens Gamesa y Vestas.

Palabras clave: palas eólicas, fin de vida, reciclaje de materiales compuestos, economía circular, análisis multicriterio, transición energética.

ABSTRACT

Wind energy is one of the key technologies of the energy transition, but the ageing of the first installed wind farms and ongoing repowering processes are generating a growing volume of end-of-life wind turbine blades. These blades, mostly manufactured from thermoset composite materials reinforced with glass or carbon fibre, are very difficult to recycle. This work analyses the end-of-life problem of wind turbine blades, reviews the state of the art of the available treatment technologies (mechanical recycling, cement co-processing, pyrolysis, solvolysis, thermolysis and structural repurposing) and applies a multi-criteria analysis to select the most suitable alternative for the short and medium term, considering scalability, cost, technological maturity, quality of recovered material and environmental impact. The results identify a hybrid model, combining mechanical recycling and cement co-processing, as the most feasible transitional solution for managing the large volume of conventional blades. The work also includes an economic analysis based on bibliographic ranges (CAPEX, OPEX, cost per tonne and revenues from recovered materials), a carbon footprint estimate and a review of future technologies aimed at the circular design of next-generation blades, such as the recyclable resins developed by Siemens Gamesa and Vestas.

Keywords: wind turbine blades, end of life, composite recycling, circular economy, multi-criteria analysis, energy transition.

ÍNDICE

Contenido

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 10
1.1 Antecedentes 10
1.2 Contexto general 11
1.2.1 Capacidad instalada global de energía eólica 11
1.2.2 Capacidad instalada en Europa 12
1.2.3 Capacidad instalada en España 13
1.2.4 Edad media de los parques eólicos a nivel europeo 14
1.2.5 Edad media de los parques eólicos en España 15
1.3 Análisis de la problemática 17
1.4 Objetivos 18
CAPÍTULO 2. ESTADO DEL ARTE 19
2.1 Descripción general de un aerogenerador 19
2.2 Evolución histórica y materiales de las palas eólicas 22
2.2.1 Primeras palas eólicas 22
2.2.2 Introducción de materiales metálicos 22
2.2.3 Aparición de materiales compuestos 23
2.2.4 Evolución hacia la fibra de carbono 23
2.2.5 Relación entre la evolución de materiales y el aumento del tamaño 24
2.3 Parámetros físicos fundamentales de las palas eólicas 24
2.4 Problemática de reciclabilidad y composición material 26
2.4.1 Composición material de un aerogenerador 26
2.5 Dimensiones físicas típicas en aerogeneradores onshore 27
2.6 Dimensiones físicas típicas en aerogeneradores offshore 27
2.7 Implicaciones físicas del aumento de dimensiones 28
2.8 Vida útil, repotenciación y crecimiento del flujo de residuos 28
2.9 Reciclaje mecánico y reutilización en materiales de construcción 28
2.10 Reciclaje termoquímico: pirólisis 29
2.11 Reciclaje químico: solvólisis y disolución de resina 30
2.12 Reutilización estructural (repurpose) y estrategias circulares 31
2.13 Materiales emergentes y diseño para la reciclabilidad 32
2.14 Casos e iniciativas industriales relevantes 34
2.14.1 EnergyLOOP (Iberdrola y FCC Ámbito): la primera planta de reciclaje a gran escala 34
2.14.2 Proyecto Blades2Build (Endesa y Holcim): reciclaje de fibras en hormigón estructural 35
2.14.3 Waste2Fiber (Acciona y RenerCycle): tecnología térmica avanzada 35
2.14.4 RenerCycle: visión integral y expansión internacional 36
2.14.5 Tecnologías de diseño para la reciclabilidad: Siemens Gamesa y Vestas 36
2.14.6 Proyectos de investigación colaborativos (REFRESH, CIRCLE4WIN y DecomBlades) 37

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA 38
3.1 Enfoque metodológico 38
3.2 Fase 1: Análisis multicriterio de tecnologías 38
3.2.1 Identificación de tecnologías 38
3.2.2 Definición de los criterios de evaluación 38
3.2.3 Asignación de ponderaciones 39
3.2.4 Sistema de puntuación 39
3.2.5 Evaluación de las tecnologías 39
3.2.6 Justificación de las puntuaciones 40
3.2.7 Selección de la tecnología 42
3.3 Fase 2: Análisis económico 42
3.4 Fase 3: Identificación de tecnologías futuras para el diseño sostenible de palas eólicas 42
CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 43
4.1 Resultados del análisis multicriterio 43
4.2 Selección del modelo híbrido 44
4.3 Discusión de los resultados 44
CAPÍTULO 5. ANÁLISIS ECONÓMICO 46
5.1 Definición del caso base 46
5.2 Estructura de costes 47
5.3 Estructura de ingresos 48
5.4 Indicadores de rentabilidad 49
5.4.1 Construcción del flujo de caja del proyecto 49
5.4.2 Cálculo del Valor Actual Neto 50
5.4.3 Justificación del VAN positivo 50
5.4.4 Justificación del periodo de retorno 51
5.4.5 Relación entre estructura económica e indicadores de rentabilidad 52
5.5 Análisis de sensibilidad 52
CAPÍTULO 6. CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO 54
6.1 Metodología de estimación 54
6.2 Resultados por tecnología 54
6.3 Discusión ambiental 55
CAPÍTULO 7. TECNOLOGÍAS FUTURAS 56
A continuación, se describen las diferentes tecnologías 56
7.1 Desarrollo de resinas reciclables para aplicaciones eólicas 56
7.2 Tecnología RecyclableBlade® de Siemens Gamesa 56
7.3 Tecnología Recyclamine® de Aditya Birla 57
7.4 Resinas reciclables EzCiclo® y tecnología CleaVER® de Swancor 57
7.5 Procesos de reciclaje químico asociados a las nuevas resinas 58
7.6 Reincorporación de fibra reciclada en nuevas palas 58

7.7 Implicaciones para el futuro de la industria eólica 58
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 60
8.1 Conclusiones 60
8.2 Recomendaciones de diseño industrial 60
CAPÍTULO 9. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN 62
REFERENCIAS 63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Crecimiento de la capacidad renovable instalada y capacidad añadida en 2025.
Figura 1.2. Destino de la capacidad eólica onshore europea en 15 años.
Figura 1.3. Evolución de la capacidad eólica en España.
Figura 2.1. Cimentación de un aerogenerador.
Figura 2.2. Torre de un aerogenerador.
Figura 2.3. Góndola de un aerogenerador.
Figura 2.4. Rotor de un aerogenerador.
Figura 2.5. Buje de un aerogenerador.
Figura 2.6. Palas eólicas.
Figura 2.7. Desglose de los componentes y materiales de un aerogenerador terrestre.
Figura 2.8. Esquema del proceso de reciclaje mecánico de palas eólicas.
Figura 2.9. Esquema del proceso de pirólisis de materiales compuestos.
Figura 2.10. Esquema del proceso de solvólisis y disolución de resina.
Figura 2.11. Esquema de reutilización estructural (repurpose) de palas eólicas.
Figura 2.12. Esquema de materiales termoplásticos emergentes para palas eólicas.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Capacidad eólica global (2024-2025).
Tabla 2. Capacidad eólica en Europa (2025).
Tabla 3. Principales países europeos por capacidad eólica (2025).
Tabla 4. Capacidad eólica en España (2025-2026).
Tabla 5. Envejecimiento de la flota eólica en España.
Tabla 6. Estimaciones de aerogeneradores al final de su vida útil.
Tabla 7. Comparación dimensional entre palas onshore y offshore.
Tabla 8. Materiales utilizados en palas onshore y offshore.
Tabla 9. Resumen de datos clave de los proyectos industriales analizados.
Tabla 10. Criterios de evaluación y ponderaciones.
Tabla 11. Matriz de evaluación multicriterio.
Tabla 12. Clasificación de las tecnologías según la puntuación global.
Tabla 13. Parámetros del caso base.
Tabla 14. Estructura de costes estimada.
Tabla 15. Estructura de ingresos estimada.
Tabla 16. Variables del análisis de sensibilidad.
Tabla 17. Huella de carbono estimada por tecnología.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

El presente trabajo se basa en los conocimientos adquiridos en el Máster de Transición Energética hacia Energías Renovables en la Universidad Europea de Madrid.

Actualmente nos encontramos en un contexto de lucha contra el cambio climático y de impulso de la transición energética desde fuentes de energía convencionales hacia fuentes renovables, con el objetivo de reducir las emisiones de CO_2. Este proceso responde a los compromisos internacionales de mitigación del cambio climático y a la necesidad de limitar el aumento de la temperatura global mediante la descarbonización del sistema energético (IPCC, 2022, IEA, 2023).

La energía eólica es una fuente de generación eléctrica limpia y clave para lograr la transición energética. En los últimos años, es evidente la predominancia que ha ido tomando la eólica, lo que se refleja en el aumento de su producción eléctrica en Europa desde finales del siglo XX, impulsada por políticas energéticas, avances tecnológicos y reducción de costes de generación (WindEurope, 2023, IEA, 2022).

Su desarrollo responde tanto a la necesidad de reducir la dependencia de los combustibles fósiles como al aumento sostenido de la demanda energética global. Entre sus principales ventajas destacan la ausencia de emisiones contaminantes durante la operación, el aprovechamiento de un recurso renovable e inagotable y la reducción progresiva de costes gracias al avance tecnológico, lo que ha reforzado su competitividad dentro del mix energético frente a tecnologías convencionales (IRENA, 2022, Lazard, 2023).

A nivel internacional, la energía eólica continúa expandiéndose con un crecimiento sostenido de la capacidad instalada, tanto en parques terrestres como marinos, impulsado por políticas energéticas y organismos internacionales. Países como China han desempeñado un papel clave en esta expansión, liderando durante más de una década la capacidad eólica instalada a nivel mundial. Para satisfacer la creciente demanda energética, el sector ha apostado por aerogeneradores de mayor potencia, lo que ha dado lugar al desarrollo de palas de mayor tamaño, peso y complejidad estructural (GWEC, 2024, Veers et al., 2019).

1.1 Antecedentes

Las palas de aerogeneradores están diseñadas para una vida útil aproximada de entre 20 y 25 años, tras la cual deben ser retiradas y gestionadas adecuadamente. Actualmente, una parte significativa de los primeros parques eólicos instalados está alcanzando el final de su vida útil o siendo objeto de procesos de repotenciación, lo que está generando un aumento progresivo del volumen de residuos asociados a las palas y situando su gestión al final de vida como uno de los principales retos ambientales del sector eólico (Liu & Barlow, 2017, Beauson et al., 2022).

Desde el punto de vista técnico, las palas son componentes estructurales complejos, fabricados principalmente a partir de materiales compuestos como fibras de vidrio o carbono, resinas y adhesivos, que proporcionan ligereza, elevada resistencia mecánica y durabilidad. Sin

embargo, el uso predominante de matrices termoestables dificulta significativamente su reciclaje, ya que estos materiales no pueden reprocesarse fácilmente. A ello se suman las dificultades asociadas al gran tamaño y peso de las palas, que complican las operaciones de desmontaje, transporte y tratamiento una vez retiradas de servicio (Kalkanis et al., 2019, Jensen & Skelton, 2018, Beauson et al., 2022).

Tradicionalmente, la mayoría de las palas retiradas están fabricadas con compuestos de fibra de vidrio y núcleos de madera de balsa, materiales ampliamente utilizados por su buen comportamiento estructural. Sin embargo, la progresiva incorporación de fibra de carbono en el diseño de palas más modernas plantea nuevos desafíos, ya que estas alcanzarán su fin de vida en las próximas décadas. En este contexto, resulta fundamental analizar las tecnologías de reciclaje disponibles para las palas actualmente retiradas, identificar sus limitaciones y evaluar alternativas más sostenibles, con el fin de sentar las bases para una gestión eficaz del fin de vida de las palas futuras y avanzar hacia un modelo de energía eólica coherente con los principios de la transición energética y la economía circular (Hu et al., 2024).

1.2 Contexto general

1.2.1 Capacidad instalada global de energía eólica

Según los datos publicados por la International Renewable Energy Agency (IRENA) en abril de 2026, la capacidad mundial de energía renovable alcanzó los 5.149 GW a finales de 2025, tras la adición de 692 GW en el año, lo que representa un aumento anual del 15,5 %. La energía eólica contribuyó significativamente a este crecimiento, con una adición récord de 158,7 GW en 2025, lo que supone un crecimiento del 14 % respecto a 2024. China representó casi tres cuartas partes de esta expansión, añadiendo 119,4 GW (IRENA, 2026).

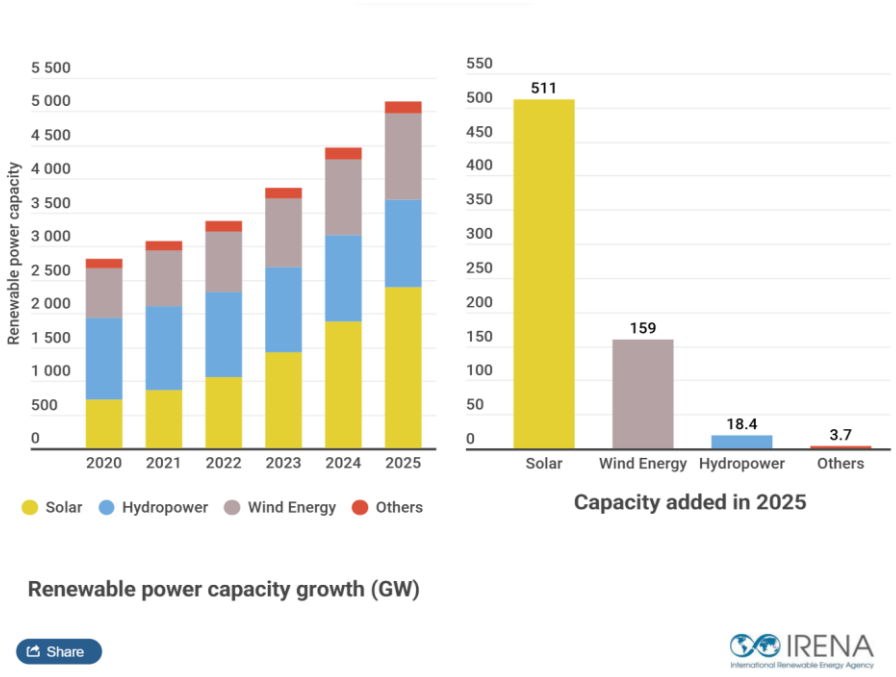


Figura 1.1. Crecimiento de la capacidad renovable instalada y capacidad añadida en 2025. Fuente: IRENA (2026).

De acuerdo con la base de datos Worldwide Wind Farms Database 2025, el potencial eólico global identificado alcanza los 2.403,1 GW, de los cuales 1.130,4 GW corresponden a parques onshore y 1.272,7 GW a instalaciones offshore. En cuanto a la capacidad operativa, el informe señala que existen 37.077 entradas de parques onshore en operación con una capacidad acumulada de 1.006,9 GW, mientras que 416 entradas de parques offshore operativos suman 82 GW de capacidad (ResearchAndMarkets, 2025).

El Global Wind Energy Council (GWEC), en su Global Offshore Wind Report 2025, indica que la capacidad eólica marina mundial alcanzó los 83 GW a finales de 2024, suficiente para abastecer a 73 millones de hogares, con 48 GW adicionales en construcción y un récord de 56 GW adjudicados en subastas en 2024. GWEC proyecta que la capacidad eólica marina anual crecerá desde los 8 GW en 2024 hasta los 36 GW en 2030, alcanzando los 50 GW anuales en 2033, con una tasa de crecimiento anual compuesta del 28 % hasta 2029 (GWEC, 2025).

Tabla 1. Capacidad eólica global (2024-2025)

Concepto	Valor
Adición global de eólica en 2025	158,7 GW
Potencial eólico global total	2.403,1 GW
Potencial onshore	1.130,4 GW
Potencial offshore	1.272,7 GW
Capacidad operativa onshore	1.006,9 GW
Capacidad operativa offshore	82 GW
Capacidad offshore en construcción	48 GW
Capacidad offshore adjudicada (2024)	56 GW

Elaboración propia a partir de GWEC (2025), IRENA (2026) y ResearchAndMarkets (2025).

1.2.2 Capacidad instalada en Europa

WindEurope ha publicado datos exhaustivos sobre la evolución de la energía eólica en Europa. Según su informe anual de estadísticas de febrero de 2026, la capacidad eólica total instalada en Europa alcanzó los 304 GW a finales de 2025, compuesta por 265 GW de eólica onshore y 39 GW de eólica offshore. En 2025 se instalaron 19,1 GW de nueva capacidad eólica en Europa, de los cuales aproximadamente el 90 % (más de 17 GW) correspondió a proyectos onshore, incluyendo 2 GW provenientes de proyectos de repotenciación. La eólica marina conectó solo 2 GW en 2025, la cifra anual más baja desde 2016, debido en parte a retrasos en la construcción (WindEurope, 2026).

Dentro de la Unión Europea (EU-27), la capacidad eólica instalada alcanzó los 246 GW a finales de 2025, de los cuales 224,5 GW son onshore y 21,5 GW son offshore. La energía eólica suministró el 19 % de la demanda eléctrica total de la UE en 2025. Alemania sigue siendo el mayor mercado eólico de Europa con 77,7 GW instalados, seguida de España y el Reino Unido (WindEurope, 2026).

Según datos de WindEurope de septiembre de 2025, la inversión en nuevos parques eólicos en Europa alcanzó los 34 mil millones de euros en el primer semestre de 2025, superando el total de 2024, lo que financiará 14 GW de capacidad futura, incluyendo 22 mil millones de euros para seis proyectos offshore, tres de ellos en Polonia. Los fabricantes recibieron 11,3 GW de pedidos firmes en el primer semestre de 2025, un 19 % más que el año anterior (WindEurope, 2025b).

WindEurope proyecta que Europa instalará 151 GW de nueva capacidad eólica entre 2026 y 2030, alcanzando un total de 440 GW en 2030, aunque la UE alcanzaría solo 343 GW, muy por debajo del objetivo de 425 GW establecido (WindEurope, 2026a).

Tabla 2. Capacidad eólica en Europa (2025)

Ámbito	Capacidad total	Onshore	Offshore
Europa (incl. no UE)	304 GW	265 GW	39 GW
Unión Europea (EU-27)	246 GW	224,5 GW	21,5 GW
Adiciones 2025 (Europa)	19,1 GW	17 GW	2 GW

Elaboración propia a partir de WindEurope (2026a).

Tabla 3. Principales países europeos por capacidad eólica (2025)

País	Capacidad eólica total	Observaciones
Alemania	77,7 GW	Mayor mercado eólico de Europa
España	33,2 GW	100 % onshore
Reino Unido	32,9 GW	52 % offshore
Francia	26,4 GW	—
Suecia	18,5 GW	—

Elaboración propia a partir de WindEurope (2026a).

1.2.3 Capacidad instalada en España

Según datos del informe The Spanish Electricity System en 2025, publicado por Red Eléctrica de España en marzo de 2026, la capacidad eólica instalada en España alcanzó los 33.150,3 MW a finales de 2025. En 2025 se instalaron aproximadamente 10 GW de nueva capacidad combinada de energía solar fotovoltaica y eólica, una cifra que asciende a 11,6 GW si se incluyen las instalaciones de autoconsumo (Red Eléctrica de España, 2026).

La Asociación Empresarial Eólica (AEE) indicó en febrero de 2025 que España superaba los 32 GW de capacidad eólica instalada, consolidándose como la primera tecnología en generación eléctrica del país. El sector eólico aporta 3.791 millones de euros al PIB español (0,31 % del PIB), genera ahorros de 4.685 millones de euros en los precios de la electricidad para los consumidores y emplea a más de 35.700 profesionales en 287 centros industriales distribuidos en 16 comunidades autónomas (AEE, 2025).

En cuanto a la eólica marina, España aún no cuenta con ninguna instalación operativa a finales de 2025 (WindEurope, 2026a, Enerdata, 2026). La Hoja de Ruta de Energías Marinas y Eólica Offshore de España tiene como objetivo instalar entre 1 y 3 GW de capacidad eólica marina, predominantemente flotante, para 2030. El marco legal para la producción de energía renovable en el mar fue aprobado mediante el Real Decreto 962/2024. En febrero de 2026, el gobierno español abrió una consulta pública sobre su primera subasta eólica offshore (Enerdata, 2026).

Strategic Energy Europe (2026) confirmó que a principios de 2026 la capacidad eólica de España se situaba en 33.150,3 MW, consolidando el liderazgo de España en energía eólica onshore en Europa. Sin embargo, AEE (2025) advierte que el ritmo de instalación es insuficiente para cumplir los objetivos del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) de alcanzar 62 GW en 2030, ya que en 2023 y 2024 se instalaron menos de 1 GW anuales, cuando se necesitarían más de 3 GW por año.

Tabla 4. Capacidad eólica en España (2025-2026)

Concepto	Valor
Capacidad eólica total (final 2025)	33.150,3 MW
Capacidad eólica onshore	33.150,3 MW
Capacidad eólica offshore operativa	0 MW
Objetivo offshore 2030	1-3 GW (flotante)
Objetivo PNIEC 2030	62 GW
Contribución al PIB español	0,31 %
Empleos directos e indirectos	>35.700

Elaboración propia a partir de REE (2026), WindEurope (2026a), Enerdata (2026) y AEE (2025).

1.2.4 Edad media de los parques eólicos a nivel europeo

Según WindEurope, aproximadamente el 20 % de los cerca de 90.000 aerogeneradores onshore en Europa tienen 15 años o más. La vida útil típica de un aerogenerador, con un mantenimiento mínimo, es de 20 a 25 años (WindEurope, 2025a). Se estima que entre 2023 y 2030, 83 GW de capacidad eólica onshore europea alcanzarán los 15 años de edad, una cifra que supera ampliamente la mitad de la vida útil de la tecnología. De esta capacidad envejecida, se proyecta que 70 GW serán objeto de extensión de vida útil, 7,8 GW serán desmantelados y solo 5,6 GW serán repotenciados (Herbert Smith Freehills Kramer, 2025).

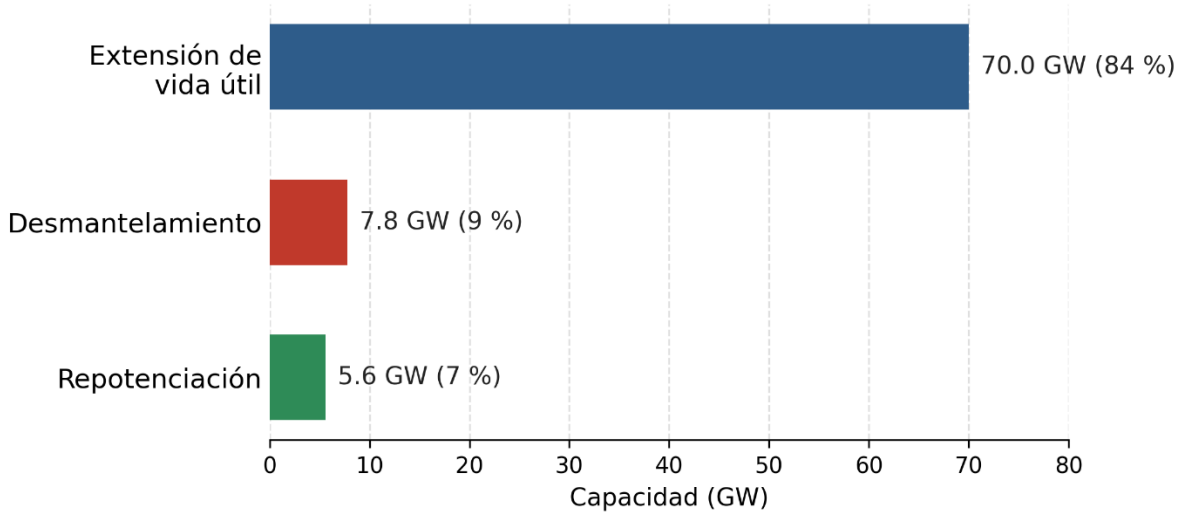


Figura 1.2. Destino de la capacidad eólica onshore europea en 15 años. Fuente: *elaboración propia a partir de WindEurope (2025a) y Herbert Smith Freehills Kramer (2025)*

Dinamarca, España y Portugal tienen, en promedio, los parques eólicos más antiguos de Europa (Herbert Smith Freehills Kramer, 2025). En el Reino Unido, se estima que 1,3 GW de capacidad eólica onshore (aproximadamente dos tercios de la capacidad existente) alcanzarán el final de su vida operativa para 2030, y unos 2,2 GW para 2035 (Herbert Smith Freehills Kramer, 2025).

1.2.5 Edad media de los parques eólicos en España

La situación en España es particularmente crítica en términos de envejecimiento de la flota eólica. Según el Libro Blanco sobre Repotenciación Eólica publicado por SÓLIDA en noviembre de 2025, más de la mitad de los aerogeneradores instalados en la Península Ibérica superan los 15 años de antigüedad, y una parte significativa ya ha superado la marca de los 20 años (SÓLIDA, 2025).

Strategic Energy Europe (2025b) indica que, a finales de 2024, España tenía 1,4 GW de capacidad eólica con 25 años o más de antigüedad, y aproximadamente 8,4 GW con 20 años de vida operativa. Se estima que para 2030, 10 GW de la flota eólica española alcanzarán los 25 años de edad, lo que crea condiciones ideales para una repotenciación generalizada (Strategic Energy Europe, 2025b).

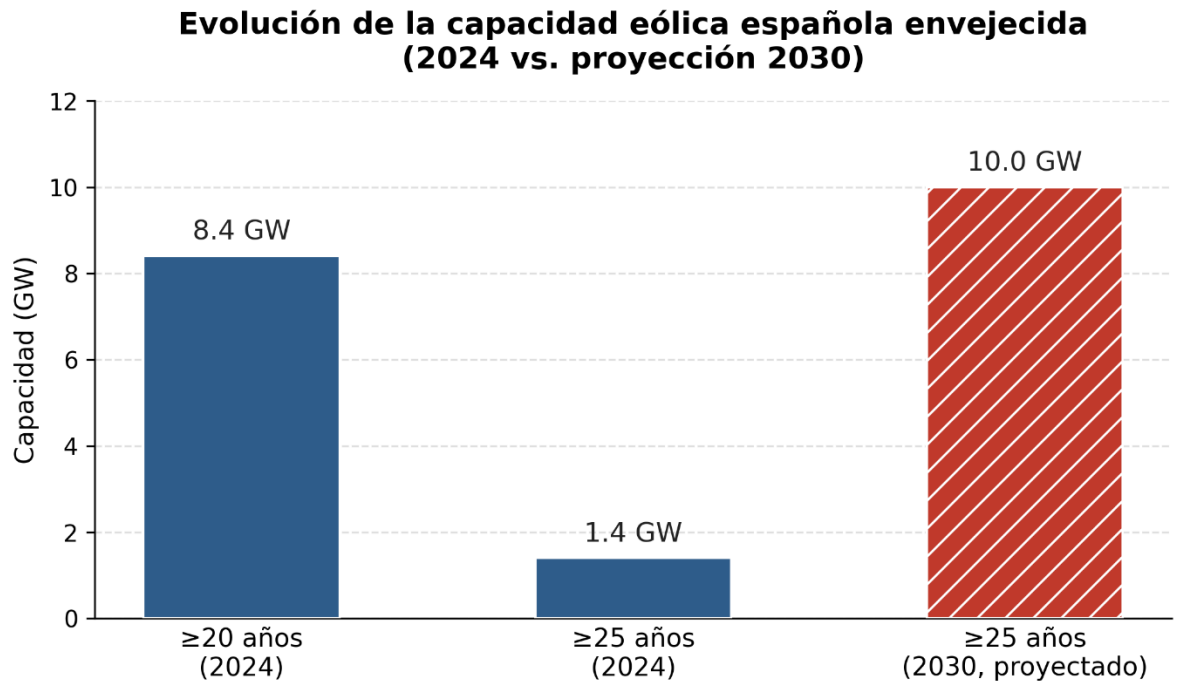


Figura 1.3. Evolución de la capacidad en España ***Fuente:*** *elaboración propia a partir de Strategic Energy Europe (2025b).*

EnergyLOOP (2025) señala que en España existen aproximadamente 1.371 parques eólicos con 66.630 palas que eventualmente necesitarán ser renovadas, y que 442 parques eólicos alcanzarán los 25 años para 2030. Según datos de AEE (2025), el 7 % de los parques eólicos españoles (155 parques) han estado operando durante más de 25 años, mientras que el 30 % han estado operando durante más de 20 años.

Tabla 5. Envejecimiento de la flota eólica en España

Indicador	Valor
Parques eólicos >25 años (2025)	7 % (155 parques)
Parques eólicos >20 años (2025)	30 %
Capacidad con >25 años (final 2024)	1,4 GW
Capacidad con 20-25 años (final 2024)	8,4 GW
Capacidad que alcanzará 25 años en 2030	10 GW
Parques que alcanzarán 25 años en 2030	442 parques
Total de palas a renovar	66.630

Elaboración propia a partir de AEE (2025), Strategic Energy Europe (2025b) y EnergyLOOP (2025).

1.3 Análisis de la problemática

WindEurope (2025c) señala que, de los 290 GW de capacidad eólica instalada en Europa, alrededor de 80 GW alcanzarán el final de su vida operativa teórica para 2030. La mayoría de estos aerogeneradores continuarán operando mediante extensiones de vida útil, pero un número creciente será desmantelado. La industria eólica europea ha impuesto una prohibición voluntaria de vertido de palas eólicas efectiva a partir del 1 de enero de 2026 (WindEurope, 2025c).

Se estima que el volumen anual de material de palas desmanteladas aumentará de aproximadamente 20.000 toneladas en 2025 a 55.000 toneladas anuales para 2030, impulsado principalmente por el desmantelamiento en mercados eólicos consolidados como Alemania y España (WindEurope, 2025c).

Un estudio académico publicado en 2025 por Márquez-Sobrino, Pérez-Pérez y Díaz-Cuevas analizó la obsolescencia de aerogeneradores en Andalucía utilizando una metodología transferible. Los resultados indican que, dependiendo de la vida útil asumida (20, 25 o 30 años), el 90,87 %, el 25,29 % o el 9,97 % de los aerogeneradores en Andalucía quedarán obsoletos para 2030, y se espera que casi todas las instalaciones cesen sus operaciones para 2050 (Márquez-Sobrino et al., 2025). El estudio estima que se generarán 464.284 toneladas de residuos, de las cuales 63.742 toneladas corresponden a componentes del rotor (palas) (Márquez-Sobrino et al., 2025).

EnergyLOOP (2025) estima que para 2030, aproximadamente 173.000 toneladas de palas eólicas superarán los 20 años de antigüedad solo en España. RenerCycle (2025) señala que 57 GW de capacidad eólica europea alcanzarán los 20 años de operación en 2030, con España y especialmente Navarra como regiones críticas.

Tabla 6. Estimaciones de aerogeneradores al final de su vida útil

Ámbito	Horizonte	Estimación
Europa	2030	80 GW alcanzan fin de vida teórica
Europa	2030	20.000 → 55.000 t/año de palas desmanteladas
Andalucía (20 años vida)	2030	90,87 % obsoletos
Andalucía (25 años vida)	2030	25,29 % obsoletos
Andalucía (30 años vida)	2030	9,97 % obsoletos
Andalucía	2050	Casi todas las instalaciones cesan
España	2030	173.000 t de palas >20 años
España (residuos totales)	2030	464.284 t (Andalucía como caso)

Elaboración propia a partir de Márquez-Sobrino et al. (2025), EnergyLOOP (2025) y WindEurope (2025c).

A día de hoy, la problemática principal es que gran parte del parque instalado llegó con diseños y materiales que priorizaban el desempeño y el coste, no la reciclabilidad. Esto deja un legado de palas basadas en GFRP/termoestables con rutas de fin de vida que tienden a ser de bajo valor (triturado) o de valorización energética/material indirecta (co-procesamiento), mientras que las rutas de mayor valor (recuperación de fibras de alta calidad o de resina) siguen enfrentando barreras técnicas y económicas (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024).

En términos tecnológicos, ninguna ruta es "perfecta": el reciclaje mecánico suele degradar el valor del material, la pirólisis puede afectar a la calidad de las fibras y requiere control energético, y la solvólisis puede depender de solventes/reactivos y de su recuperación eficiente. Esto explica por qué se insiste en evaluar las soluciones considerando los compromisos (trade-offs) entre energía, calidad del material recuperado, emisiones y escalabilidad (Tayebi et al., 2024, Sproul et al., 2024).

Desde la perspectiva de la transición energética, el desafío es doble: (1) evitar que los residuos de palas erosionen la aceptación social de las renovables, y (2) asegurar que el despliegue masivo de eólica se acompañe de infraestructura de fin de vida y de criterios de diseño circular. La evidencia sugiere que soluciones como el co-procesamiento pueden ser útiles como "puente" para absorber volúmenes crecientes, mientras maduran los materiales reciclables y las cadenas de valor de mayor circularidad (Schindler et al., 2024, Nagle et al., 2020).

1.4 Objetivos

El objetivo general de este trabajo es analizar y seleccionar tecnologías adecuadas para la gestión del fin de vida de las palas eólicas y proponer recomendaciones para el diseño de palas futuras más sostenibles. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos:

1. Identificar y seleccionar las tecnologías de reciclaje o tratamiento de palas eólicas más adecuadas para afrontar el gran volumen de palas que se retirará a corto plazo, considerando madurez tecnológica, impacto ambiental, coste y escalabilidad.
2. Realizar un análisis económico de la tecnología o tecnologías seleccionadas mediante el análisis multicriterio.
3. Proponer recomendaciones para el diseño futuro de palas eólicas más sostenibles y reciclables, evitando que dentro de 30 años se repita el problema actual.

CAPÍTULO 2. ESTADO DEL ARTE

2.1 Descripción general de un aerogenerador

Un aerogenerador es un sistema diseñado para transformar la energía cinética del viento en energía eléctrica, mediante un conjunto de elementos estructurales, mecánicos y eléctricos que trabajan de forma integrada (Manwell et al., 2010). De forma general, un aerogenerador está compuesto por los siguientes elementos principales:

Cimentación. La cimentación es la estructura encargada de transmitir las cargas al terreno y garantizar la estabilidad del aerogenerador frente a esfuerzos estáticos y dinámicos. Generalmente está construida en hormigón armado debido a su alta resistencia y durabilidad (Burton et al., 2011).

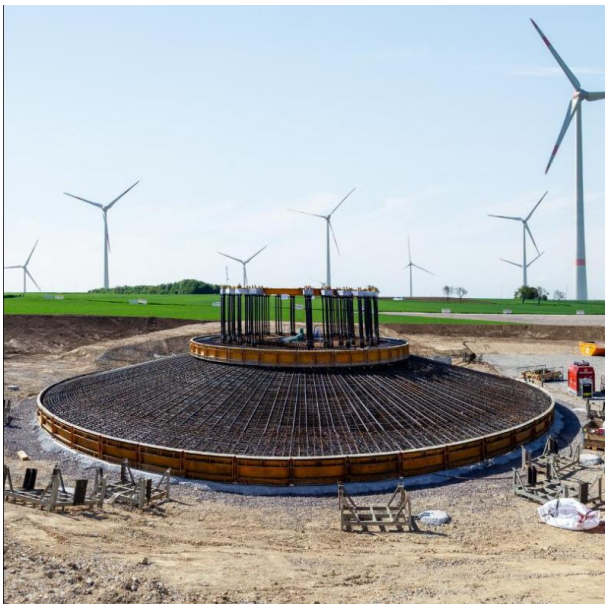


Figura 2.1. Cimentación de un aerogenerador. Fuente: adaptado de Burton et al. (2011).

Torre. La torre es el elemento vertical que soporta la góndola y el rotor. Su función es elevar el sistema a mayores alturas, donde el recurso eólico es más favorable, mejorando así la eficiencia energética (Burton et al., 2011).

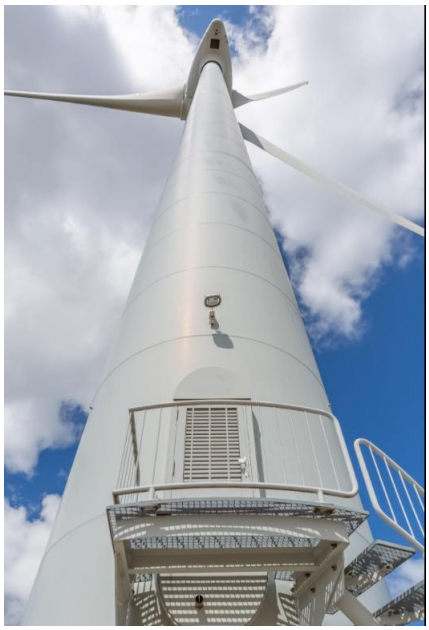


Figura 2.2. Torre de un aerogenerador. Fuente: adaptado de Burton et al. (2011).

Góndola. La góndola, situada en la parte superior de la torre, alberga los principales componentes mecánicos y eléctricos, como el generador, la multiplicadora y los sistemas de control (Hau, 2013).

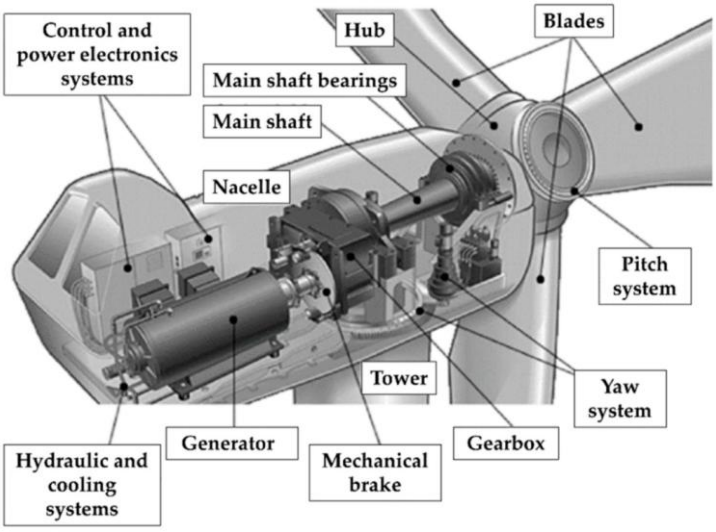


Figura 2.3. Góndola de un aerogenerador. Fuente: adaptado de Hau (2013).

Rotor. El rotor es el elemento encargado de captar la energía del viento. Está formado por el buje y las palas, y su rotación permite transformar la energía cinética del viento en energía mecánica (Manwell et al., 2010).



Figura 2.4. Rotor de un aerogenerador. Fuente: adaptado de Manwell et al. (2010).

Buje. El buje es el elemento que conecta las palas con el eje del rotor y transmite las cargas aerodinámicas al sistema mecánico (Hau, 2013).



Figura 2.5. Buje de un aerogenerador. Fuente: adaptado de Hau (2013).

Palas. Las palas son los componentes aerodinámicos responsables de transformar la energía del viento en energía mecánica mediante su rotación. Su diseño permite maximizar la eficiencia del aerogenerador, aunque también introduce importantes desafíos en términos de reciclabilidad debido a la complejidad de sus materiales (Mishnaevsky, 2021).

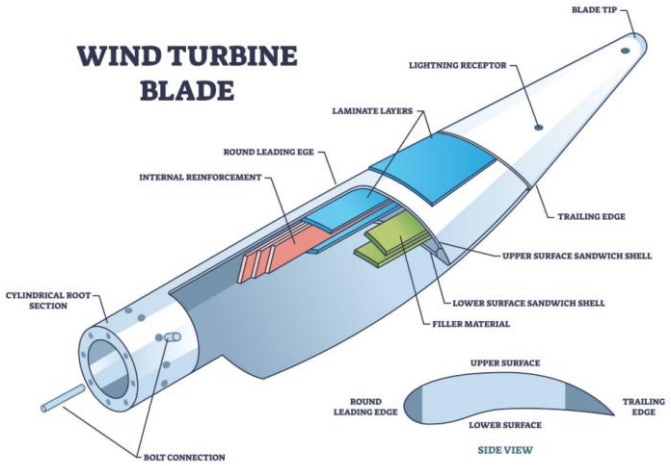


Figura 2.6. Palas eólicas. Fuente: adaptado de Mishnaevsky (2021).

2.2 Evolución histórica y materiales de las palas eólicas

2.2.1 Primeras palas eólicas

Las primeras estructuras destinadas al aprovechamiento de la energía eólica utilizaban materiales simples como madera, tela y componentes mecánicos simples y poco optimizados. Los molinos tradicionales europeos empleaban aspas construidas mediante entramados de madera recubiertos con tela, cuyo objetivo principal era la molienda de grano o el bombeo de agua. Los molinos manchegos y europeos de los siglos XII al XV utilizaban rotores de dos o cuatro aspas fabricadas con estructuras de madera y recubrimientos textiles.

Estas primeras configuraciones presentaban importantes limitaciones estructurales y aerodinámicas. La madera ofrecía un peso relativamente reducido para la tecnología disponible en la época, pero presentaba problemas de durabilidad frente a la humedad, las cargas cíclicas y las condiciones climáticas extremas. Además, los perfiles aerodinámicos eran muy simples y las velocidades de rotación relativamente bajas (Manwell et al., 2010).

Con el paso del tiempo, los diseños evolucionaron hacia configuraciones más eficientes aerodinámicamente. En los molinos europeos de los siglos XV al XVII se introdujeron mejoras relacionadas con la orientación del rotor y la geometría de las aspas, buscando reducir la resistencia al aire y aumentar el rendimiento energético, adoptando formas más aerodinámicas y sistemas de autorregulación.

2.2.2 Introducción de materiales metálicos

Con el desarrollo industrial y el surgimiento de las primeras turbinas eólicas destinadas a la generación eléctrica durante el siglo XX, comenzaron a introducirse materiales metálicos como el acero y, posteriormente, el aluminio. El uso de metales permitía incrementar la resistencia estructural de las palas y mejorar parcialmente su comportamiento frente a cargas aerodinámicas.

El aluminio adquirió relevancia debido a su menor peso respecto al acero y a su mejor comportamiento frente a la corrosión. Sin embargo, las palas metálicas presentaban problemas importantes relacionados con la fatiga estructural, las vibraciones y las elevadas cargas dinámicas transmitidas al rotor y a la torre. A medida que aumentaba el tamaño de los aerogeneradores, el peso de las palas metálicas se convirtió en una limitación crítica para el crecimiento del diámetro del rotor (Tangler, 2000).

2.2.3 Aparición de materiales compuestos

A partir de las décadas de 1970 y 1980, especialmente tras la crisis del petróleo de 1973 y el impulso de las energías renovables, comenzó la introducción masiva de materiales compuestos en la fabricación de palas eólicas. Estos materiales combinan fibras de refuerzo con matrices poliméricas, permitiendo obtener estructuras ligeras y resistentes.

La fibra de vidrio se convirtió rápidamente en el material predominante debido a su equilibrio entre coste, resistencia mecánica y facilidad de fabricación. Paralelamente, comenzaron a utilizarse resinas poliéster y resinas epoxi como matrices termoestables, mejorando considerablemente la rigidez y la durabilidad de las palas (Mishnaevsky et al., 2017). La incorporación de materiales compuestos supuso un cambio fundamental para la industria eólica, ya que permitió fabricar palas más largas y ligeras sin incrementar proporcionalmente las cargas estructurales, con mejor comportamiento frente a la fatiga y mayor resistencia a la corrosión que las soluciones metálicas (Brøndsted et al., 2005).

2.2.4 Evolución hacia la fibra de carbono

Con el crecimiento progresivo de la potencia de los aerogeneradores y el aumento del tamaño de las palas, la industria comenzó a incorporar fibra de carbono en determinadas zonas estructurales sometidas a elevadas cargas, especialmente en los spar caps o refuerzos longitudinales. La fibra de carbono presenta una rigidez específica superior a la de la fibra de vidrio, lo que permite reducir el peso y las deformaciones en palas de gran longitud, especialmente en aerogeneradores offshore (Mishnaevsky, 2021).

No obstante, debido a su elevado coste, la fibra de carbono suele emplearse únicamente en zonas críticas o en configuraciones híbridas combinadas con fibra de vidrio, optimizando así el equilibrio entre prestaciones mecánicas y viabilidad económica (Hu et al., 2024). Además, las palas modernas incluyen materiales núcleo como madera de balsa y espumas poliméricas, utilizados en estructuras tipo sándwich para aumentar la rigidez sin incrementar significativamente el peso total, aunque incrementan la complejidad de reciclaje al final de la vida útil (Eberle et al., 2023).

2.2.5 Relación entre la evolución de materiales y el aumento del tamaño

La evolución de los materiales ha estado directamente relacionada con el incremento progresivo del tamaño de las palas eólicas. Durante la década de 1990, las turbinas comerciales presentaban diámetros de rotor generalmente inferiores a 60 metros, con longitudes de pala cercanas a 25-30 metros. Posteriormente, el desarrollo de nuevos materiales compuestos, metodologías de diseño aeroelástico y mejoras en los procesos de fabricación permitió superar los 100 metros de diámetro de rotor durante la década de 2010 (Bortolotti et al., 2019).

En la actualidad, los aerogeneradores onshore modernos pueden superar los 150 metros de diámetro de rotor, mientras que las turbinas offshore alcanzan rotores superiores a 240 metros y palas de más de 100 metros de longitud (Gaertner et al., 2020). Entre 1995 y 2020, la potencia media de los aerogeneradores pasó aproximadamente de 0,75 MW a 5 MW, mientras que los diámetros de rotor aumentaron desde valores cercanos a 50-60 metros hasta aproximadamente 170 metros en algunos modelos modernos.

Este incremento responde a la necesidad de captar una mayor cantidad de energía mediante el aumento del área barrida por el rotor. Sin embargo, el crecimiento dimensional también ha incrementado la complejidad estructural de las palas y ha intensificado los desafíos asociados a su reciclaje y gestión al final de la vida útil. Muchas de las palas que actualmente alcanzan el final de su vida útil fueron diseñadas bajo criterios centrados en el rendimiento estructural, la durabilidad y la reducción de costes, sin considerar la reciclabilidad o la economía circular (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024).

2.3 Parámetros físicos fundamentales de las palas eólicas

Las palas de aerogeneradores constituyen el elemento principal responsable de la captación de la energía del viento, y sus dimensiones físicas están directamente relacionadas con el rendimiento aerodinámico, las cargas estructurales y la energía anual generada. Para comprender el incremento progresivo del tamaño de las palas en las últimas décadas, es necesario analizar los principios físicos fundamentales que gobiernan la conversión de la energía eólica.

La potencia disponible en el viento depende de la densidad del aire, del área barrida por el rotor y de la velocidad del viento, y puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$P = ½ \cdot \rho \cdot A \cdot v^3$$

donde P es la potencia disponible en el viento (W), ρ es la densidad del aire (kg/m^3), A es el área barrida por el rotor (m^2) y v es la velocidad del viento (m/s) (Burton et al., 2021).

La ecuación muestra que la potencia disponible depende linealmente de la densidad del aire y del área barrida, pero aumenta de forma cúbica con la velocidad del viento. Esto implica que pequeñas variaciones en la velocidad del viento generan incrementos muy significativos en la energía disponible. Por esta razón, los emplazamientos eólicos suelen localizarse en zonas con velocidades de viento elevadas y relativamente constantes (Manwell et al., 2010).

El área barrida por el rotor depende directamente del radio del rotor (igual a la longitud de la pala más el radio del buje) y se calcula mediante la expresión:

$$A = \pi \cdot R^2$$

donde R representa el radio del rotor (m) y A el área barrida (m^2). Al aumentar el diámetro del rotor, el área de captación crece de forma cuadrática, en consecuencia, rotores más grandes permiten interceptar una mayor cantidad de energía cinética del viento y aumentar la producción energética del aerogenerador (IRENA, 2019).

A modo de ejemplo ilustrativo, para un radio r = 3,00 m, el área barrida sería $A = \pi \cdot r^2 \approx 28{,}27$ m^2, y la circunferencia descrita por la punta de la pala $C = 2 \cdot \pi \cdot r \approx 18{,}85$ m. Estos valores muestran cómo crecen el área y el perímetro al variar el radio del rotor.

Sin embargo, no toda la energía contenida en el viento puede transformarse en energía útil. El límite teórico de Betz establece que ningún aerogenerador puede captar más del 59,3 % de la energía cinética del viento que atraviesa el rotor (Betz, 1928). Este concepto se relaciona con el coeficiente de potencia C_p (adimensional), que representa la fracción de energía efectivamente capturada respecto a la energía total disponible en el viento incidente y depende tanto del tipo de rotor como de las condiciones de funcionamiento del aerogenerador.

Los aerogeneradores pueden clasificarse según la orientación de su eje de rotación en aerogeneradores de eje horizontal y de eje vertical. Los de eje horizontal son los más utilizados actualmente debido a su mayor rendimiento aerodinámico y su elevada capacidad de generación. Dentro de ellos existen dos configuraciones principales: los diseños de barlovento, en los que el rotor se sitúa de cara al viento (reduciendo el efecto sombra de la torre, pero requiriendo sistemas activos de orientación o yaw), y los de sotavento, en los que el rotor se sitúa detrás de la torre (simplificando la orientación, pero aumentando las fluctuaciones de carga y la fatiga estructural).

Por otro lado, los aerogeneradores de eje vertical no requieren sistemas de orientación, ya que pueden captar el viento desde cualquier dirección. Entre los diseños más conocidos destacan los rotores Savonius (elevado par de arranque y construcción sencilla, pero bajo rendimiento) y Darrieus (mayores velocidades y eficiencias, pero con problemas de arranque y mayores exigencias estructurales). Debido a estas limitaciones, los aerogeneradores de eje vertical tienen menor presencia en instalaciones comerciales de gran potencia.

La configuración predominante en la actualidad corresponde a aerogeneradores tripala de eje horizontal y disposición de barlovento, por su equilibrio entre eficiencia aerodinámica, estabilidad estructural, control de vibraciones y reducción del ruido. El desarrollo de materiales compuestos ha permitido aumentar progresivamente el tamaño de las palas y del diámetro del rotor, incrementando la potencia capturable y reduciendo el coste nivelado de la energía (LCOE) (Burton et al., 2021). Los parámetros geométricos más relevantes incluyen la longitud de pala (L), el diámetro del rotor (D), la cuerda máxima ($c_{máx}$), el diámetro de raíz, el ángulo de torsión, el prebend y la masa total de la pala. En turbinas de tres palas, la longitud de cada pala se aproxima a la mitad del diámetro del rotor ($L \approx D/2$) (Gaertner et al., 2020).

2.4 Problemática de reciclabilidad y composición material

2.4.1 Composición material de un aerogenerador

Desde el punto de vista de los materiales, los aerogeneradores presentan una distribución heterogénea en función de cada componente. En términos generales, predominan el acero y el hormigón en los elementos estructurales principales, mientras que los materiales compuestos se concentran principalmente en el rotor, especialmente en las palas (WindEurope, 2020, Mishnaevsky, 2021).

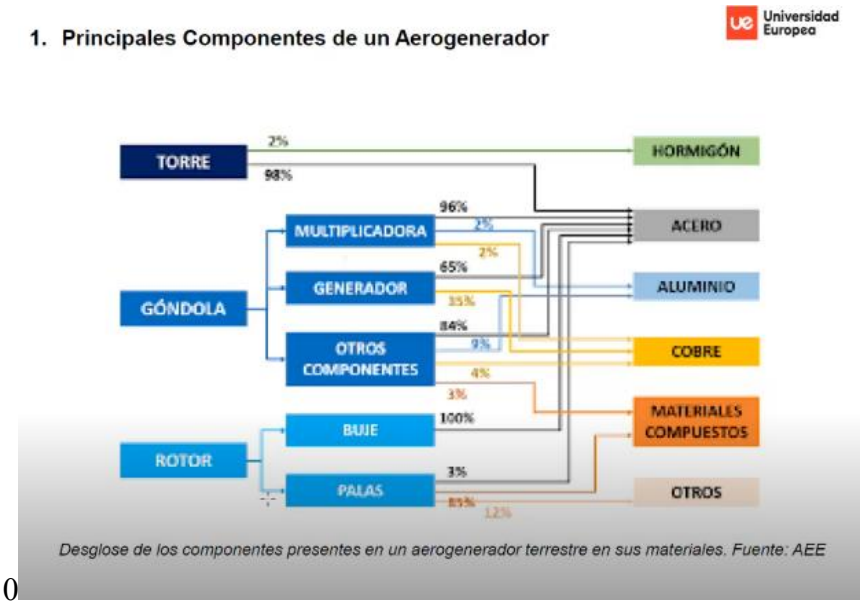


Figura 2.7. Desglose de los componentes y materiales de un aerogenerador terrestre. Fuente: Asociación Empresarial Eólica (AEE, s.f.).

Tal como se observa en la figura, la distribución de materiales varía significativamente entre los distintos componentes. La torre está compuesta mayoritariamente por acero (en torno al 98 %), lo que le proporciona la resistencia necesaria frente a cargas estructurales y condiciones ambientales. Por su parte, la góndola presenta una combinación de materiales metálicos como acero, aluminio y cobre, asociados a los sistemas mecánicos, eléctricos y de control del aerogenerador (WindEurope, 2020).

El rotor, y en particular las palas, destacan por su alto contenido en materiales compuestos. En el caso específico de las palas eólicas, su composición típica es aproximadamente un 85 % de materiales compuestos —principalmente polímeros reforzados con fibra de vidrio o carbono—, un 3 % de acero y un 12 % de otros materiales. Este elevado porcentaje responde a la necesidad de combinar alta resistencia mecánica con bajo peso, pero constituye también uno de los principales factores que explican la dificultad de reciclaje de las palas al final de su vida útil, ya que estos materiales están diseñados para ser altamente resistentes y duraderos, pero no para ser fácilmente separados o reutilizados (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024).

En consecuencia, mientras que otros componentes del aerogenerador presentan rutas de reciclaje consolidadas, las palas eólicas siguen representando uno de los mayores desafíos en términos de gestión de residuos dentro del sector, lo que justifica su análisis detallado en los siguientes apartados.

2.5 Dimensiones físicas típicas en aerogeneradores onshore

Los aerogeneradores terrestres están condicionados principalmente por restricciones logísticas, especialmente el transporte por carretera de componentes de gran longitud. Estas limitaciones influyen directamente en la longitud máxima de las palas, lo que explica que, aunque las turbinas onshore continúan creciendo, lo hagan a un ritmo menor que las offshore (NREL, 2024a).

Los escenarios tecnológicos representativos reportan diámetros de rotor del orden de 148-196 m y alturas de buje entre 100 y 140 m para configuraciones de próxima generación, lo que implica longitudes de pala aproximadas entre 74 y 98 m, dependiendo del diseño específico del rotor y del fabricante (NREL, 2024a). Como referencia científica ampliamente utilizada, la turbina IEA Task 37 de 3,4 MW presenta un diámetro de rotor de 130 m y una altura de buje de 110 m (Bortolotti et al., 2019).

2.6 Dimensiones físicas típicas en aerogeneradores offshore

En aplicaciones offshore, la ausencia de limitaciones severas de transporte terrestre permite el desarrollo de rotores significativamente mayores. Las turbinas marinas modernas buscan maximizar la captación energética por unidad instalada, lo que ha impulsado el diseño de palas de más de 100 m de longitud (NREL, 2024b).

La turbina de referencia IEA 15 MW define una pala de 117 m de longitud asociada a un rotor de 240 m, con un diámetro de raíz de 5,2 m, cuerda máxima de 5,77 m y prebend aproximado de 4 m en la punta (Gaertner et al., 2020). Modelos más recientes, como la turbina de referencia IEA 22 MW, muestran rotores cercanos a 284 m y longitudes de pala superiores a 130 m, evidenciando la tendencia hacia aerogeneradores de escala cada vez mayor para reducir el coste energético en instalaciones marinas (Collier et al., 2024).

Tabla 7. Comparación dimensional entre palas onshore y offshore

Parámetro dimensional	Onshore	Offshore
Diámetro de rotor, D (m)	130 - 196	216 – 284
Longitud de pala, L (m)	65 - 98	108 – 137
Altura de buje, H (m)	100 - 140	137 – 170
Diámetro de raíz (m)	Variable	5,2
Cuerda máxima (m)	Variable	5,7
Masa de pala (kg)	Variable	65.000 (IEA 15 MW)

Fuente: Bortolotti et al. (2019), Gaertner et al. (2020), NREL (2024a, 2024b) y Collier et al. (2024).

2.7 Implicaciones físicas del aumento de dimensiones

El incremento del tamaño de las palas implica un aumento significativo de las cargas aerodinámicas y gravitacionales, lo que obliga a introducir soluciones de diseño como el prebend, la optimización del perfil aerodinámico y la distribución variable de espesores estructurales. Estos cambios afectan directamente tanto a la fabricación como al comportamiento en servicio y, en consecuencia, a la cantidad y complejidad del material compuesto que deberá gestionarse al final de la vida útil (Gaertner et al., 2020).

2.8 Vida útil, repotenciación y crecimiento del flujo de residuos

Las palas se diseñan típicamente para operar del orden de dos décadas (aproximadamente 20-25 años), por lo que una parte relevante de los aerogeneradores instalados en fases tempranas de la expansión eólica está entrando ahora en edad de retirada o repotenciación (repowering). Este "efecto cohorte" explica por qué el fin de vida de las palas está emergiendo como un desafío creciente precisamente en el momento en que la transición energética acelera los despliegues renovables (Mishnaevsky, 2021, Zhang et al., 2023).

La gestión de palas al final de vida es un problema de escala y de infraestructura: el volumen de material compuesto a gestionar aumenta rápidamente y supera la capacidad de tratamiento especializado en muchas regiones. Esto ha llevado a que históricamente se hayan utilizado rutas como el vertedero o la valorización de bajo valor, mientras el sector busca alternativas viables técnica y económicamente (Tayebi et al., 2024, Hu et al., 2024).

2.9 Reciclaje mecánico y reutilización en materiales de construcción

El reciclaje mecánico consiste en cortar, triturar y moler las palas para obtener fracciones que pueden emplearse como rellenos o refuerzo en matrices cementicias u otros materiales. Esta vía es relativamente accesible y escalable, y presenta el menor coste de proceso entre las alternativas disponibles —del orden de 90 €/tonelada, aproximadamente 3,4 veces inferior al de otras tecnologías de reciclaje (Sakellariou, 2021)—, pero generalmente conduce a downcycling, ya que las fibras se acortan y la fase polimérica permanece como parte de un material mezclado, lo que limita el valor añadido del reciclado (Tayebi et al., 2024, Rucka & Kurpińska, 2025).

En aplicaciones cementicias, la incorporación de fracciones trituradas puede aportar beneficios (por ejemplo, refuerzo o modificación de propiedades), pero su desempeño depende de la granulometría, el contenido, la compatibilidad y el control del proceso. La investigación actual se centra en morteros y hormigones con material triturado de palas como estrategia para desviar residuos del vertedero, aunque con necesidad de estandarización y evaluación de durabilidad (Menna et al., 2025, Rucka & Kurpińska, 2025).

El co-procesamiento en la industria cementera se ha estudiado como ruta para integrar residuos de palas: la fracción orgánica (resina) puede contribuir energéticamente, mientras que la fracción mineral (fibras y cargas) puede incorporarse como materia prima en el clínker. Esta

opción se considera especialmente relevante cuando el reciclaje de alta calidad no es viable, aunque requiere logística de corte y triturado y una evaluación del rendimiento y las emisiones según el caso (Schindler et al., 2024, Nagle et al., 2020).

Estudios de evaluación ambiental (por ejemplo, mediante análisis de ciclo de vida, LCA) han comparado alternativas como el vertedero frente al co-procesamiento, mostrando que el transporte y la sustitución de materias primas y combustibles fósiles pueden modificar significativamente los resultados. En este sentido, el co-procesamiento puede ofrecer ventajas en ciertas configuraciones, pero no es una solución universal: depende de las distancias, la mezcla de materiales y las condiciones industriales (Nagle et al., 2020, Sproul et al., 2024).



Figura 2.8. Esquema del proceso de reciclaje mecánico de palas eólicas. Fuente: Elaboración propia a partir de Sakellariou (2021)

2.10 Reciclaje termoquímico: pirólisis

La pirólisis busca descomponer la matriz polimérica por efecto térmico en ausencia (o con control) de oxígeno, recuperando fibras y generando fracciones gaseosas y líquidas. En la práctica, aunque se logra separar la fibra y la matriz, las fibras recuperadas pueden presentar degradación superficial o pérdida de propiedades, y la eficiencia global depende fuertemente de la temperatura, la atmósfera, el tiempo y el tipo de resina/fibra (B. Zhang et al., 2024, Hu et al., 2024).

La investigación reciente analiza cómo las condiciones de proceso afectan tanto a los productos de pirólisis (aceites y gases) como a la calidad de las fibras recuperadas, con el objetivo de optimizar las rutas de reciclaje y aumentar el valor de salida. Aun así, se trata de tecnologías con requerimientos energéticos y de control de proceso elevados, con costes estimados del orden de 540 €/tonelada o superiores, que limitan su implantación generalizada si no existe una

cadena de valor clara para las corrientes recuperadas (B. Zhang et al., 2024, Sakellariou, 2021, Tayebi et al., 2024).

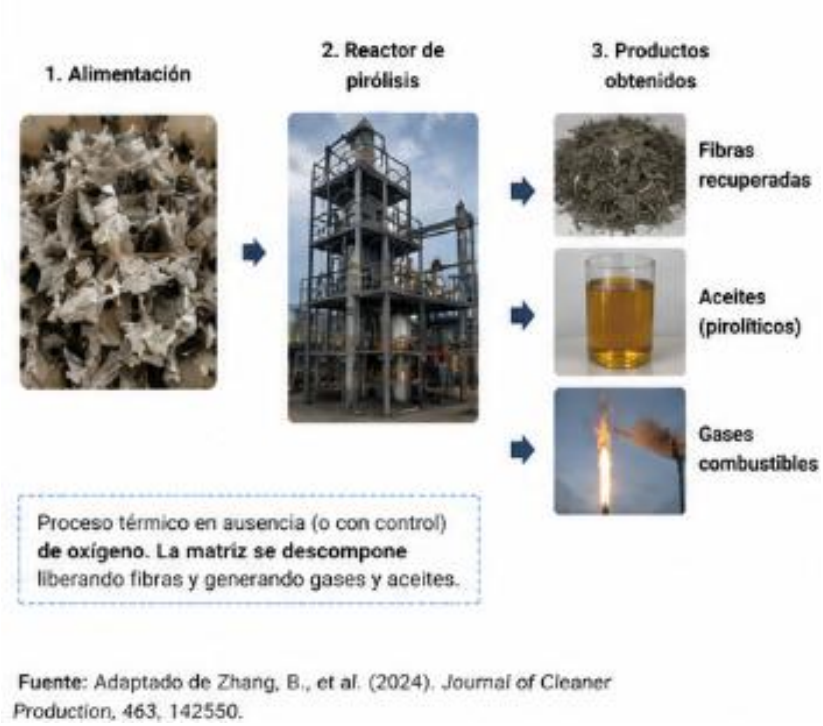


Figura 2.9. Esquema del proceso de pirólisis de materiales compuestos. Fuente: Elaboración propia a partir de Nagle et al. (2020); Joustra et al. (2021)

2.11 Reciclaje químico: solvólisis y disolución de resina

El reciclaje químico (por ejemplo, la solvólisis) persigue romper o disolver la matriz para liberar las fibras a temperaturas moderadas, con potencial de recuperar también fracciones orgánicas. Se han publicado métodos que operan por debajo de unos 200 °C con resultados prometedores en la degradación de resinas y la liberación de fibras, aunque su viabilidad industrial depende del consumo de reactivos, la recuperación de solventes, la seguridad y los costes (Muzyka et al., 2023, Hu et al., 2024).

En línea con el desarrollo de las palas, las investigaciones actuales abordan la necesidad de adaptar los procesos químicos a nuevas generaciones de matrices (por ejemplo, termoestables diseñados para su despolimerización). Esto sugiere que el reciclaje químico no es solo una tecnología "posterior", sino que está cada vez más ligado al diseño de materiales desde el inicio, lo cual encaja con la transición energética hacia sistemas renovables más circulares (Y. Chen et al., 2025, Mishnaevsky, 2021).

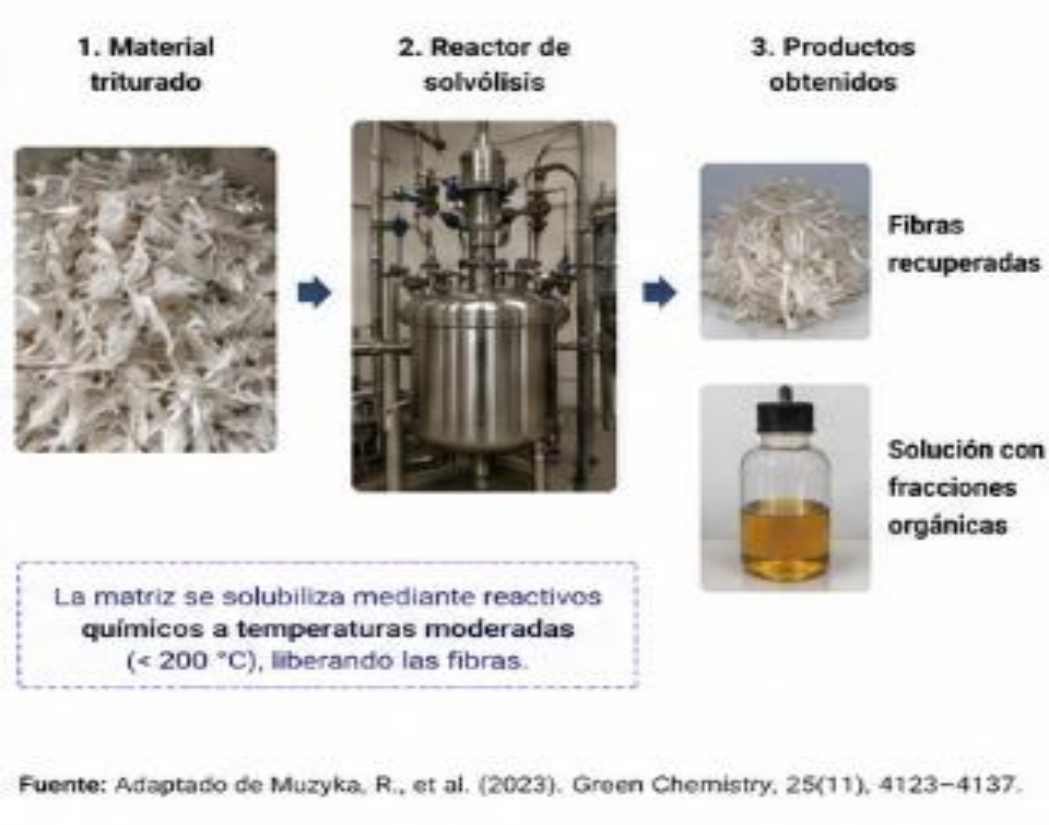


Figura 2.10. Esquema del proceso de solvólisis y disolución de resina. Fuente: Elaboración propia a partir de Joustra et al. (2021)

2.12 Reutilización estructural (repurpose) y estrategias circulares

Más allá del reciclaje, existen enfoques de reutilización en los que se segmentan las palas para aplicaciones estructurales (por ejemplo, elementos en construcción, mobiliario urbano u otras infraestructuras). Estas estrategias pueden evitar procesos intensivos y conservar parte del "valor embebido" en la estructura, pero requieren estandarización, certificación, diseño para la deconstrucción y modelos logísticos que habiliten una cadena de suministro de segunda vida (Joustra et al., 2021, Zhang et al., 2023).



Figura 2.11. Esquema de reutilización estructural (repurpose) de palas eólicas. Fuente: Elaboración propia a partir de Joustra et al. (2021); Muzyka et al. (2023)

2.13 Materiales emergentes y diseño para la reciclabilidad

El problema del fin de vida ha impulsado la investigación en materiales alternativos, destacando el interés por los compuestos termoplásticos: a diferencia de los termoestables, pueden reprocesarse por fusión o disolución, lo que abre posibilidades de reciclaje más directo y con menor degradación de valor. Existen avances recientes en el diseño y la manufactura con termoplásticos, incluyendo retos en los procesos, la unión (joining) y el desempeño estructural en palas de gran escala (Cheng et al., 2025, Murray et al., 2020).

También se han investigado matrices termoplásticas “infusibles” (por ejemplo, resinas acrílicas) para permitir procesos de tipo infusión similares a los de los termoestables, combinando manufacturabilidad con potencial de reciclaje. Estos desarrollos son relevantes porque la escalabilidad industrial depende de que el proceso productivo sea compatible con la fabricación de palas de gran tamaño y con los requisitos de desempeño mecánico y fatiga (Arwood et al., 2023, Cheng et al., 2025). En paralelo, se desarrollan termoestables “reciclables” (por ejemplo, sistemas diseñados para despolimerizarse), que permitirían conservar parte de las ventajas estructurales del termoestable sin renunciar totalmente a la circularidad (Y. Chen et al., 2025, Mishnaevsky, 2021).



Figura 2.12. Esquema de materiales termoplásticos emergentes para palas eólicas. Fuente: Elaboración propia a partir de Cheng et al. (2025).

Tabla 8. Materiales utilizados en palas onshore y offshore

Elemento de la pala	Onshore	Offshore	Justificación técnica
Fibra de refuerzo principal	Predominio de fibra de vidrio (GFRP)	Fibra de vidrio + mayor uso de fibra de carbono (CFRP) en zonas críticas	Offshore requiere mayor rigidez y resistencia específica por palas más largas y cargas más elevadas.
Uso de fibra de carbono	Limitado o puntual	Frecuente en spar caps	Reduce peso y deformaciones en palas de gran longitud.
Matriz polimérica	Principalmente resina epoxi	Resina epoxi con requisitos más estrictos de durabilidad	Buen comportamiento mecánico y a fatiga en ambos casos.
Materiales núcleo (core)	Madera de balsa y espumas (PVC, PET)	Balsa seleccionada + espumas de mayor resistencia a humedad	Offshore exige mayor control frente a absorción de agua.
Adhesivos estructurales	Epoxi y poliuretano	Epoxi/poliuretano con mayor resistencia ambiental	Ensamblaje de grandes componentes, offshore requiere mayor durabilidad.
Recubrimientos superficiales	Gelcoats estándar (UV, intemperie)	Recubrimientos avanzados anti-	El ambiente marino acelera la erosión y degradación superficial.

Elemento de la pala	Onshore	Offshore	Justificación técnica
		erosión y anti-humedad	
Protección del borde de ataque (LEP)	Opcional / menos exigente	Crítica y reforzada	Mayor erosión por lluvia, niebla salina y condiciones severas.

Fuente: Mishnaevsky (2017, 2021), Hu et al. (2024) y Cheng et al. (2025).

Las palas de aerogeneradores onshore y offshore comparten una base común de diseño, basada en materiales compuestos reforzados con fibras. Sin embargo, las palas offshore suelen ser de mayor longitud y están sometidas a cargas más elevadas, lo que ha impulsado una mayor exigencia en la selección de materiales, especialmente en términos de rigidez, resistencia a la fatiga y durabilidad. En conjunto, aunque los materiales base son similares, las palas offshore incorporan mayores proporciones de materiales avanzados y sistemas de protección adicionales, lo que incrementa su complejidad estructural y, a su vez, plantea mayores desafíos en términos de reciclaje y gestión al final de la vida útil (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024, Cheng et al., 2025).

2.14 Casos e iniciativas industriales relevantes

La gestión de palas eólicas fuera de uso es uno de los retos más complejos para la industria, debido a la naturaleza de los materiales compuestos. Lejos de ser un problema menor, las iniciativas actuales demuestran que es posible crear un modelo de negocio circular y técnicamente viable. A continuación, se describen los casos más relevantes.

2.14.1 EnergyLOOP (Iberdrola y FCC Ámbito): la primera planta de reciclaje a gran escala

EnergyLOOP, inaugurada en junio de 2025 en Cortes (Navarra), nace como una solución industrial para el creciente volumen de residuos que generará la repotenciación de parques eólicos en Europa. Es una joint venture entre Iberdrola, a través de su programa de startups Perseo, y FCC Ámbito, filial de FCC Servicios Ciudadanos (Iberdrola España y FCC, 2025, EnergyLOOP, 2025).

El proyecto ha supuesto una inversión cercana a los 10 millones de euros. Cuenta con el respaldo del Gobierno de Navarra, que lo declaró de Interés Foral en 2023, y ha recibido una subvención del IDAE a través del PERTE de Repotenciación Circular, con fondos del Plan de Recuperación (Iberdrola España y FCC, 2025). La planta está diseñada para procesar hasta 6.000-10.000 toneladas anuales de material compuesto y se espera que genere alrededor de 100 empleos directos e indirectos en la próxima década (EnergyLOOP, 2025).

Aunque los comunicados no detallan la tecnología exacta, dado el perfil de FCC (gestión de residuos) e Iberdrola (energía) es probable que la planta combine procesos mecánicos (triturado y separación) con procesos térmicos o químicos para descomponer la resina y recuperar fibras

de vidrio de alta calidad, con el objetivo de reintroducirlas en sectores de alto valor como el aeroespacial, la automoción, el textil y el químico. Las primeras palas recicladas provendrán de los parques de Isabela y Molar de Molinar, los primeros que Iberdrola repotenciará en España (Iberdrola España y FCC, 2025, EnergyLOOP, 2025).

2.14.2 Proyecto Blades2Build (Endesa y Holcim): reciclaje de fibras en hormigón estructural

Este proyecto, enmarcado en el consorcio europeo Blades2Build, busca demostrar la viabilidad técnica de utilizar fibras recicladas de palas eólicas en la construcción. El hito principal se ha logrado en la repotenciación del parque eólico de Aldeavieja (Ávila), propiedad de Endesa, que recibió una ayuda de 6,51 millones de euros del IDAE dentro del programa de Repotenciación Circular del Plan de Recuperación (Endesa, 2025a, 2025b).

En cuanto al proceso, se desmantelaron 22 aerogeneradores cuyas palas fueron cortadas en secciones en el propio parque para facilitar su transporte a una planta de trituración, donde se convirtieron en un árido alternativo. El Centro de Innovación de Holcim en Lyon y su laboratorio en Madrid desarrollaron una formulación pionera de hormigón estructural perteneciente a la gama ECOPact, fabricado con la tecnología circular ECOCycle®, que incorpora las fibras recicladas como sustituto parcial de los áridos naturales sin requerir cambios en la producción convencional de hormigón (Holcim, 2025).

Este material se utilizó en la cimentación de una nueva infraestructura dentro del propio parque de Aldeavieja, marcando un hito en Europa al reutilizar residuos de un parque en su propia repotenciación. En junio de 2025, Acciona y Holcim ejecutaron un segundo demostrador con una losa a escala real de más de 20 m³ de hormigón que contenía más de un 10 % de residuos. El proyecto evaluará además la durabilidad a largo plazo para validar su rendimiento y seguridad en aplicaciones estructurales (Endesa, 2025a, Holcim, 2025).

2.14.3 Waste2Fiber (Acciona y RenerCycle): tecnología térmica avanzada

Acciona, junto a su división de energía y la startup RenerCycle, está construyendo la planta Waste2Fiber en Lumbier (Navarra), centrada en el desarrollo de una tecnología térmica propia para el reciclaje de materiales compuestos con el objetivo de obtener fibras de alta calidad. La construcción ha recibido 5,3 millones de euros de los fondos del PERTE del Gobierno de España, además del apoyo del Gobierno de Navarra. La planta tendrá una capacidad de 6.000 toneladas de material al año y dará empleo a más de 100 personas (Acciona, 2025).

Waste2Fiber utilizará un método propio de tratamiento térmico en condiciones moderadas y controladas de temperatura y atmósfera (similar a una termólisis o pirólisis de baja temperatura) que permite preservar las propiedades de las fibras de refuerzo, recuperar las fracciones orgánicas de la resina para la industria química y obtener materias primas secundarias de alta calidad, comparables a las vírgenes. Según Acciona, en comparación con la producción de fibras vírgenes, este proceso supondrá una reducción de la huella de carbono de entre un 66 % y un 95 % para las fibras de vidrio y de carbono, respectivamente (Acciona, 2025).

2.14.4 RenerCycle: visión integral y expansión internacional

RenerCycle es un actor clave en el ecosistema español, actuando como socio tecnológico y gestor integral en proyectos de desmantelamiento y reciclaje, como en el caso de Waste2Fiber. La compañía ha desarrollado una metodología que le permite recuperar o reciclar más del 95 % en peso de los componentes desmantelados. Durante 2024 y 2025 ha gestionado más de 120 toneladas de palas eólicas procedentes de parques en España y Portugal, evitando por primera vez en tres décadas su envío a vertedero (RenerCycle, 2025).

Un caso de éxito es el parque eólico de Muel (Zaragoza), propiedad de RWE, donde se están sustituyendo 27 turbinas antiguas por 3 aerogeneradores modernos de 6,6 MW cada uno. RenerCycle ha logrado reacondicionar 1.350 componentes para su reutilización como repuestos, recuperar 1.825 toneladas de material férrico para reciclaje y alcanzar un nivel de reciclaje superior al 95 % del peso total del proyecto. La compañía es la primera a nivel global en obtener las certificaciones ISO 9001, 14001 y 45001 con alcance específico para desmantelar, recuperar y reciclar parques eólicos, y planea expandirse a Portugal, Francia y Asia (RenerCycle, 2025).

2.14.5 Tecnologías de diseño para la reciclabilidad: Siemens Gamesa y Vestas

Además de las plantas de tratamiento, los principales fabricantes de aerogeneradores han desarrollado en los últimos años tecnologías orientadas a diseñar palas reciclables desde su origen, lo que constituye un cambio de paradigma respecto al tratamiento de residuos al final de la vida útil.

Siemens Gamesa presentó en 2021 la RecyclableBlade, considerada la primera pala eólica comercial diseñada específicamente para ser reciclable al final de su vida útil. La innovación reside en una resina especialmente formulada que, mediante una solución ácida suave y temperaturas moderadas, permite separar la resina de la fibra de vidrio, el plástico, la madera y los metales sin necesidad de modificar sustancialmente el proceso de fabricación. Las primeras palas de 81 m se produjeron en la planta de Aalborg (Dinamarca) y se instalaron en el parque offshore de Kaskasi (Alemania), desde entonces se han vendido e instalado más de 300 RecyclableBlades, dentro del objetivo de la compañía de fabricar turbinas totalmente reciclables en 2040 (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021, Siemens Gamesa, 2024).

Por su parte, Vestas presentó en 2023, en el marco del proyecto CETEC (Circular Economy for Thermosets Epoxy Composites), una solución química capaz de descomponer la resina epoxi en materiales de calidad similar a la virgen, sin necesidad de cambiar el diseño ni la composición de las palas. Esta solución, desarrollada junto a la Universidad de Aarhus, el Instituto Tecnológico Danés, Olin y Stena Recycling, resulta especialmente relevante porque puede aplicarse tanto a palas en operación como a las ya depositadas en vertedero, evitando esperar treinta años a que las palas con resinas reciclables alcancen su fin de vida (Vestas, 2023).

2.14.6 Proyectos de investigación colaborativos (REFRESH, CIRCLE4WIN y DecomBlades)

El proyecto REFRESH, que cuenta con la participación de Acciona y otros nueve socios, ha presentado los primeros resultados de su análisis de ciclo de vida (LCA), indicando que los procesos de reciclado térmico (como la pirólisis convencional y la asistida por microondas) pueden reducir el impacto en el cambio climático en más de un 70 % en comparación con la incineración, sobre la base de datos experimentales de alta calidad (EuCIA, 2025).

CIRCLE4WIN, en marcha desde 2025 y liderado por TNO, se centra en desarrollar una solución de reciclaje de circuito cerrado para palas eólicas, especialmente en el sector offshore, buscando recuperar la fibra de vidrio mediante termólisis para transformarla en materia prima (con Sibelco) y volver a fabricar nueva fibra de vidrio (con Envalior). En la misma línea, el proyecto DecomBlades ha demostrado que la fibra de vidrio recuperada de palas puede procesarse y fundirse hasta obtener una calidad apta para fabricar nuevas palas: Siemens Gamesa recibió 40 toneladas de esta fibra para producir nuevas palas de 115 m destinadas al parque Greater Changhua de Ørsted (WindEurope, 2025, Siemens Gamesa, 2024).

Tabla 9. Resumen de datos clave de los proyectos industriales analizados

Proyecto / Empresa	Inversión pública aprox.	Capacidad anual	Tecnología clave	Aplicaciones de los materiales
EnergyLOOP (Iberdrola y FCC)	10 M€ (IDAE)	6.000-10.000 t	Mecánica / térmica (no especificada)	Aeroespacial, automoción, textil, químico
Blades2Build (Endesa y Holcim)	6,51 M€ (IDAE)	Proyecto I+D	Trituración + hormigón con ECOCycle®	Construcción (hormigón estructural)
Waste2Fiber (Acciona y RenerCycle)	5,3 M€ (PERTE)	6.000 t	Termólisis (térmico controlado)	Automoción, construcción, industria química
RenerCycle (gestión integral)	—	120 t gestionadas	Logística + reacondicionamiento + térmico	Repuestos, reciclaje de metales, fibras

Elaboración propia a partir de las fuentes citadas. Refleja que España se está posicionando como un hub de innovación en economía circular aplicada a las energías renovables.

CAPÍTULO 3. METODOLOGÍA

3.1 Enfoque metodológico

En este TFM se ha planteado una metodología basada en el análisis comparativo y la evaluación multicriterio de distintas tecnologías de tratamiento de palas eólicas al final de su vida útil. Este enfoque responde a una de las ideas clave desarrolladas en los capítulos anteriores: el principal problema no es únicamente cómo reciclar las palas, sino cómo gestionar el gran volumen de residuos que se espera en los próximos años debido al envejecimiento de los parques eólicos y los procesos de repotenciación (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024).

Por este motivo, en lugar de centrar directamente en una única solución, se ha optado por analizar primero un conjunto de tecnologías disponibles. Esto permite comparar sus ventajas y limitaciones de forma estructurada y seleccionar posteriormente la alternativa más adecuada, teniendo en cuenta no solo criterios técnicos, sino también económicos y ambientales. La metodología se divide en tres fases principales:

1. Análisis multicriterio de tecnologías de tratamiento.
2. Análisis económico de la solución seleccionada.
3. Identificación de tecnologías futuras para el diseño sostenible de palas.

3.2 Fase 1: Análisis multicriterio de tecnologías

3.2.1 Identificación de tecnologías

En primer lugar, se han identificado las principales tecnologías utilizadas actualmente para el tratamiento de palas eólicas, a partir de la revisión del estado del arte y de distintos proyectos industriales recientes. Las tecnologías consideradas son: reciclaje mecánico, co-procesamiento en la industria cementera, pirólisis, solvólisis, termólisis, reutilización estructural (repurpose) y modelos híbridos. Estas tecnologías han sido ampliamente estudiadas en la literatura, donde se analizan sus limitaciones y su potencial en términos de recuperación de materiales y escalabilidad (Nagle et al., 2020, Joustra et al., 2021, Tayebi et al., 2024).

3.2.2 Definición de los criterios de evaluación

Para poder comparar las distintas alternativas, se han definido cinco criterios que permiten evaluar cada tecnología desde diferentes perspectivas: la escalabilidad (capacidad de tratar grandes volúmenes de residuos), el coste (viabilidad económica del proceso), la madurez tecnológica (nivel de desarrollo actual), la calidad del material recuperado (valor de los productos obtenidos) y el impacto ambiental (efectos asociados al proceso). Estos criterios se han definido teniendo en cuenta tanto la literatura revisada como el contexto actual del sector eólico, en el que la gestión de grandes volúmenes de residuos se ha convertido en un reto prioritario (Mishnaevsky, 2021).

3.2.3 Asignación de ponderaciones

Dado que no todos los criterios tienen la misma importancia, se han asignado ponderaciones en función de su relevancia para el problema analizado. La mayor ponderación otorgada a la escalabilidad y al coste se justifica por la necesidad de aplicar soluciones a gran escala en el corto plazo, tal como señalan diversos estudios recientes sobre gestión de residuos de palas eólicas (Hu et al., 2024).

Tabla 10. Criterios de evaluación y ponderaciones

Criterio	Peso (%)
Escalabilidad	30 %
Coste	25 %
Madurez tecnológica	15 %
Calidad del material recuperado	15 %
Impacto ambiental	15 %

Elaboración propia.

3.2.4 Sistema de puntuación

Para la evaluación de cada tecnología se ha utilizado una escala de puntuación de 1 a 10, donde 1 representa un desempeño muy bajo y 10 un desempeño óptimo en cada criterio. Este tipo de escala es ampliamente utilizado en análisis multicriterio por su claridad y facilidad de interpretación (Triantaphyllou, 2000). La puntuación global de cada tecnología se obtiene como la suma ponderada de las puntuaciones de cada criterio según los pesos de la Tabla 10.

3.2.5 Evaluación de las tecnologías

A continuación, se presenta la evaluación de las distintas tecnologías según los criterios definidos. La última columna recoge el resultado ponderado sobre 10.

Tabla 11. Matriz de evaluación multicriterio

Tecnología	Escalabilidad	Coste	Madurez	Calidad	Impacto Ambiental	Resultado
Reciclaje mecánico	9	9	9	3	6	7,95
Co-procesamiento	10	9	10	2	5	7,85
Pirólisis	6	4	6	6	6	5,75
Solvólisis	4	3	4	8	7	5,20
Termólisis	7	5	7	8	7	6,85
Reutilización	5	8	6	8	9	6,85

Tecnología	Escalabilidad	Coste	Madurez	Calidad	Impacto Ambiental	Resultado
Modelo híbrido	9	7	7	9	8	8,20

Elaboración propia a partir del estado del arte (apartados 2.9-2.13) y de los proyectos industriales analizados.

3.2.6 Justificación de las puntuaciones

Las puntuaciones asignadas se han basado en la información recopilada en el estado del arte y en el análisis de proyectos industriales. A continuación, se justifica, para cada tecnología, su valoración relacionándola con varios de los criterios definidos, de modo que la puntuación global pueda interpretarse de forma transparente.

Reciclaje mecánico. Esta tecnología obtiene puntuaciones muy altas en escalabilidad (9), coste (9) y madurez tecnológica (9). En cuanto a la madurez, se trata de un proceso plenamente industrializado (corte, triturado y molienda) que no requiere desarrollos experimentales y que se aplica ya de forma rutinaria en plantas como EnergyLOOP o en el proyecto Blades2Build (EnergyLOOP, 2025, Endesa, 2025a). Respecto a la escalabilidad, los equipos de trituración admiten grandes volúmenes y son fácilmente replicables, lo que lo hace idóneo para absorber el flujo creciente de residuos. En el criterio de coste es la opción más competitiva: el coste de proceso se estima en torno a 90 €/tonelada, aproximadamente 3,4 veces inferior al de las rutas térmicas o químicas (Sakellariou, 2021). Su principal debilidad está en la calidad del material recuperado (3), ya que el acortamiento de las fibras y la presencia de matriz polimérica conducen a un downcycling que limita las aplicaciones a rellenos o áridos de bajo valor (Tayebi et al., 2024). El impacto ambiental es intermedio (6): evita el vertedero, pero el material resultante sustituye productos de bajo valor y no recupera fibras de alta calidad.

Co-procesamiento en cementeras. Recibe la máxima puntuación en escalabilidad (10) y madurez (10), y alta en coste (9). En madurez y escalabilidad, aprovecha una infraestructura cementera ya existente, capaz de absorber volúmenes muy elevados sin necesidad de nuevas instalaciones dedicadas, lo que lo convierte en la solución "puente" más inmediata para grandes cantidades de palas (Nagle et al., 2020, Schindler et al., 2024). En el criterio de coste resulta competitivo porque la fracción orgánica aporta energía al horno y la mineral sustituye materias primas del clínker, aunque los estudios más recientes sitúan su coste en un rango de 305 a 567 €/tonelada en función de los costes energéticos y de transporte (Zhao et al., 2025). Su gran limitación es la calidad del material recuperado (2): no se recuperan fibras reutilizables, sino que se valorizan de forma indirecta, por lo que no genera materiales de alto valor añadido. El impacto ambiental es moderado-bajo (5), ya que, si bien evita el vertedero y sustituye combustibles fósiles, no permite la recirculación de las fibras en el sector eólico.

Pirólisis. Obtiene puntuaciones intermedias en escalabilidad (6), madurez (6), calidad (6) e impacto ambiental (6), y baja en coste (4). La calidad del material recuperado mejora respecto al reciclaje mecánico, ya que permite separar fibra y matriz y recuperar fibras reutilizables, aunque con cierta degradación superficial que reduce sus propiedades (B. Zhang et al., 2024). En madurez se encuentra en fase de demostración y primeras plantas comerciales, por lo que

no alcanza la disponibilidad del reciclaje mecánico. El coste es su mayor debilidad: se estima en torno a 540-780 €/tonelada debido al elevado consumo energético y al control de proceso necesario (Sakellariou, 2021). En el plano ambiental presenta un balance favorable cuando los aceites y gases se valorizan, con reducciones del impacto en cambio climático superiores al 70 % frente a la incineración (EuCIA, 2025).

Solvólisis. Es la tecnología con mayor calidad de material recuperado (8) e impacto ambiental favorable (7), pero con las puntuaciones más bajas en coste (3), madurez (4) y escalabilidad (4). En calidad destaca porque opera a temperaturas moderadas (por debajo de ~200 °C) y libera fibras con menor degradación que las rutas térmicas, permitiendo aplicaciones de mayor valor (Muzyka et al., 2023, Y. Chen et al., 2025). Sin embargo, en madurez y escalabilidad se encuentra todavía en fase de laboratorio o planta piloto, condicionada por la necesidad de reactivos, la recuperación de solventes y la seguridad del proceso, lo que dificulta su despliegue masivo a corto plazo. El coste es elevado por el consumo de reactivos y la complejidad operativa. Su mejor encaje es a largo plazo y asociada a las nuevas resinas diseñadas para despolimerizarse (Y. Chen et al., 2025).

Termólisis. Presenta un perfil equilibrado: escalabilidad (7) y madurez (7) razonables, alta calidad (8) e impacto ambiental favorable (7), con un coste medio (5). Es una variante de tratamiento térmico controlado que preserva mejor las propiedades de las fibras que la pirólisis convencional, como demuestra la planta Waste2Fiber de Acciona y RenerCycle, que obtiene fibras de calidad comparable a la virgen (Acciona, 2025). En el criterio ambiental, esa misma planta estima reducciones de la huella de carbono de entre el 66 % y el 95 % frente a la fabricación de fibra virgen. La escalabilidad y la madurez son intermedias porque las primeras plantas comerciales (6.000 t/año) acaban de entrar en operación, el coste se sitúa por encima del reciclaje mecánico pero por debajo de la solvólisis.

Reutilización estructural (repurpose). Destaca por su impacto ambiental (9), su calidad (8) y un coste relativamente bajo (8), pero con escalabilidad limitada (5) y madurez intermedia (6). En el plano ambiental es la opción más favorable, ya que conserva el "valor embebido" de la pala y evita procesos intensivos de tratamiento (Joustra et al., 2021). El coste es bajo porque requiere principalmente corte y adaptación. Sin embargo, su escalabilidad es reducida: solo absorbe una fracción pequeña del volumen total de residuos, ya que depende de aplicaciones específicas (mobiliario urbano, pasarelas, estructuras) y de la estandarización y certificación de los elementos reutilizados (Zhang et al., 2023).

Modelo híbrido. Obtiene la puntuación global más alta (8,20) gracias a un perfil compensado en todos los criterios: escalabilidad (9), coste (7), madurez (7), calidad (9) e impacto ambiental (8). La clave de su valoración es que combina las fortalezas de varias tecnologías y mitiga sus debilidades individuales: emplea el reciclaje mecánico y el co-procesamiento para garantizar escalabilidad, bajo coste y madurez en el tratamiento del grueso del volumen, al tiempo que reserva rutas térmicas o químicas para recuperar fibras de mayor valor de las fracciones que lo justifiquen. De este modo, eleva la calidad media del material recuperado y el desempeño ambiental sin renunciar a la capacidad de tratar grandes volúmenes en el corto plazo (Mendoza et al., 2020, Beauson et al., 2022).

3.2.7 Selección de la tecnología

A partir del análisis realizado, se selecciona el modelo híbrido como la alternativa más adecuada, al obtener la mayor puntuación global (8,20). Esta elección se debe a que permite equilibrar la escalabilidad, la viabilidad económica y la recuperación de materiales, aspectos clave en el contexto actual del sector eólico, en el que es prioritario tratar grandes volúmenes de residuos de palas convencionales en el corto y medio plazo sin renunciar a la recuperación de materiales de valor.

3.3 Fase 2: Análisis económico

Una vez seleccionada la tecnología, se realiza un análisis económico para evaluar su viabilidad. El análisis se construye sobre un caso base razonable y un conjunto de hipótesis justificadas mediante rangos de valores obtenidos de la bibliografía, en lugar de un estudio financiero industrial cerrado. Se definen los parámetros del caso (número de aerogeneradores y palas, peso y volumen total a tratar), los costes (CAPEX, OPEX y transporte), los ingresos (productos recuperados y tasas de recepción) y los indicadores de rentabilidad (Valor Actual Neto, VAN, Tasa Interna de Retorno, TIR, y periodo de retorno), considerando un horizonte temporal de 10 a 15 años.

3.4 Fase 3: Identificación de tecnologías futuras para el diseño sostenible de palas eólicas

Se realizó una revisión bibliográfica orientada a identificar tecnologías emergentes capaces de mejorar la sostenibilidad y reciclabilidad de las futuras generaciones de palas eólicas. La búsqueda se centró en soluciones desarrolladas por fabricantes de aerogeneradores, proveedores de materiales compuestos y centros de investigación especializados en economía circular aplicada al sector eólico, prestando especial atención a aquellas tecnologías orientadas a superar las limitaciones asociadas a las resinas termoestables convencionales, consideradas uno de los principales obstáculos para el reciclaje de las palas (Beauson et al., 2022).

Para ello se consultaron publicaciones científicas, informes técnicos y documentación corporativa de fabricantes líderes del sector, utilizando palabras clave en inglés como recyclable wind turbine blades, recyclable resin systems, wind turbine blade circularity, solvolysis of composite materials, Recyclamine y RecyclableBlade. Asimismo, se prestó especial atención a tecnologías que ya han alcanzado fases de demostración industrial o comercialización, con el objetivo de identificar soluciones con potencial de implantación real. Las tecnologías finalmente seleccionadas se agrupan en función de su contribución a la circularidad de las futuras generaciones de palas, analizando tanto los nuevos sistemas de resinas reciclables como los procesos de recuperación de materiales asociados.

CAPÍTULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En primer lugar, se exponen los resultados del análisis multicriterio y la justificación de la tecnología seleccionada, a continuación, se discuten estos resultados en relación con la literatura y los proyectos industriales analizados, y, por último, se desarrolla la identificación de tecnologías futuras para el diseño sostenible y reciclable de las palas eólicas, dando respuesta al tercer objetivo específico del trabajo.

4.1 Resultados del análisis multicriterio

La aplicación de la matriz de evaluación multicriterio Tabla 11 a las siete tecnologías consideradas permitió ordenarlas en función de su puntuación global ponderada. Los resultados muestran tres grupos diferenciados de desempeño. En la parte alta de la clasificación se sitúa el modelo híbrido (8,20), seguido de cerca por el reciclaje mecánico (7,95) y el co-procesamiento en cementeras (7,85). En una posición intermedia aparecen la termólisis y la reutilización estructural, ambas con 6,85. Finalmente, en la parte baja de la clasificación se encuentran la pirólisis (5,75) y la solvólisis (5,20), penalizadas por su menor madurez, su mayor coste y sus limitaciones de escalabilidad.

La Tabla 12 recoge el orden final de las tecnologías según su puntuación global, lo que facilita la interpretación de los resultados y la identificación de la alternativa más adecuada.

Tabla 12. Clasificación de las tecnologías según la puntuación global

Posición	Tecnología	Puntuación global
1	Modelo híbrido	8,20
2	Reciclaje mecánico	7,95
3	Co-procesamiento	7,85
4	Termólisis	6,85
5	Reutilización estructural	6,85
6	Pirólisis	5,75
7	Solvólisis	5,20

Elaboración propia a partir de la Tabla 11.

Estos resultados ponen de manifiesto que las tecnologías mejor valoradas no son necesariamente las que recuperan materiales de mayor calidad, sino aquellas capaces de combinar una elevada escalabilidad y un coste asumible con un nivel razonable de recuperación de materiales. Las tecnologías que ofrecen fibras de mayor calidad (solvólisis y, en menor medida, pirólisis) quedan penalizadas en el corto plazo precisamente por las limitaciones que dificultan su aplicación a gran escala, lo que es coherente con la prioridad otorgada a la escalabilidad y al coste en la ponderación de criterios (Hu et al., 2024).

4.2 Selección del modelo híbrido

De acuerdo con los resultados anteriores, el modelo híbrido se confirma como la alternativa más adecuada para el contexto actual del sector. Su superioridad no radica en destacar en un único criterio, sino en presentar un perfil compensado que evita las debilidades extremas de las demás opciones. Mientras que el reciclaje mecánico y el co-procesamiento penalizan gravemente la calidad del material recuperado (3 y 2 puntos, respectivamente), y la solvólisis penaliza la escalabilidad y el coste, el modelo híbrido mantiene puntuaciones iguales o superiores a 7 en los cinco criterios.

La lógica del modelo híbrido consiste en asignar cada fracción de residuo a la ruta de tratamiento más adecuada: el grueso del volumen se gestiona mediante reciclaje mecánico y co-procesamiento, tecnologías que garantizan una elevada capacidad de tratamiento y costes relativamente bajos. Como complemento, determinadas fracciones pueden destinarse a rutas térmicas o químicas con el objetivo de recuperar materiales de mayor valor añadido. De este modo, se maximiza el aprovechamiento de los recursos sin comprometer la capacidad necesaria para gestionar grandes volúmenes de residuos en el corto y medio plazo (Mendoza et al., 2020; Beauson et al., 2022).

4.3 Discusión de los resultados

Los resultados obtenidos son coherentes con las tendencias descritas en la bibliografía y en los proyectos industriales analizados en el estado del arte. La elevada valoración del reciclaje mecánico y del co-procesamiento concuerda con el hecho de que son, en la práctica, las dos rutas dominantes en las plantas que ya se encuentran en operación, como EnergyLOOP, Blades2Build o las iniciativas de Endesa y Holcim para reincorporar fibra de vidrio en hormigón (EnergyLOOP, 2025, Endesa, 2025a, Holcim, 2025). Esto confirma que el análisis multicriterio reproduce de forma razonable la realidad del sector.

Al mismo tiempo, los resultados reflejan la principal tensión del sector: existe un conflicto entre la capacidad de tratamiento a gran escala y la calidad del material recuperado. Las tecnologías que recuperan fibras de alta calidad (solvólisis, termólisis) todavía no han alcanzado la madurez ni la escala necesarias para absorber el volumen de residuos previsto, mientras que las tecnologías escalables generan productos de menor valor (Tayebi et al., 2024, Zhang et al., 2025). El modelo híbrido se interpreta, por tanto, como una respuesta pragmática a esta tensión, más que como una solución óptima en términos absolutos.

Conviene señalar algunas limitaciones del análisis. En primer lugar, la asignación de puntuaciones conlleva un componente de juicio experto que, pese a apoyarse en la bibliografía, introduce cierta subjetividad. En segundo lugar, los pesos de los criterios reflejan una priorización concreta (escalabilidad y coste) que, de modificarse, alteraría la clasificación, por ejemplo, si se priorizara la calidad del material recuperado y el impacto ambiental, las tecnologías químicas y la reutilización mejorarían sus posiciones relativas. Por ello, los resultados deben entenderse como una orientación para la toma de decisiones en el contexto actual y no como una jerarquía inmutable (Triantaphyllou, 2000).

Finalmente, la selección del modelo híbrido como solución de transición no entra en contradicción con el desarrollo de palas reciclables analizado en el apartado 4.4, sino que lo complementa: el modelo híbrido aborda el problema inmediato de los residuos de palas convencionales, mientras que las nuevas tecnologías de materiales constituyen una estrategia preventiva orientada al largo plazo (Beauson et al., 2022).

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS ECONÓMICO

Este capítulo desarrolla el análisis económico de la tecnología seleccionada, correspondiente al modelo híbrido basado en la combinación de reciclaje mecánico y co-procesamiento. El objetivo es evaluar su viabilidad económica a partir de una estructura de costes e ingresos técnicamente justificada, transformando dichos valores en flujos de caja y, posteriormente, en indicadores de rentabilidad. El análisis no pretende constituir un estudio financiero industrial cerrado, sino plantear un caso base razonable apoyado en hipótesis bibliográficas, rangos de mercado y criterios de evaluación económica aplicables a proyectos de valorización de residuos compuestos.

Todos los parámetros económicos se expresan en euros (€) y se acompañan de sus unidades cuando corresponde. Cuando las fuentes consultadas ofrecen valores en otra moneda, se interpretan como órdenes de magnitud comparables. Dado el carácter todavía emergente del mercado de reciclaje de palas eólicas, los resultados deben entenderse como una estimación por escenarios, especialmente sensible a la escala de operación, al precio de los materiales recuperados, al coste logístico, a la tasa de recepción del residuo y al grado de utilización de la planta.

5.1 Definición del caso base

Como caso base se considera la gestión del fin de vida de un parque eólico de tamaño medio sometido a repotenciación. Se asume un parque de 20 aerogeneradores con 3 palas cada uno, lo que supone 60 palas a tratar. Con un peso unitario de entre 7 y 10 toneladas por pala, el volumen total de residuo generado por dicha operación se sitúa entre 400 y 600 toneladas. Estos valores son coherentes con los pesos de pala reportados para aerogeneradores onshore de potencia media y con los volúmenes manejados en proyectos de repotenciación analizados en la bibliografía.

No obstante, conviene precisar que el volumen de 400-600 t asociado al parque de referencia no representa la capacidad total tratada por la instalación a lo largo de su vida económica, sino una unidad de comparación para dimensionar el residuo generado por una operación típica de repotenciación. Dado que los valores de inversión considerados corresponden a una planta de escala media, la evaluación de la rentabilidad presupone una operación continuada durante varios años y la agregación de residuos procedentes de múltiples parques eólicos o campañas sucesivas de desmantelamiento. Esta consideración es esencial para interpretar correctamente los indicadores económicos obtenidos, ya que una inversión de 5-10 M€ no se recuperaría únicamente con el tratamiento puntual de las palas de un único parque, sino mediante una actividad industrial recurrente y con suficiente utilización de capacidad.

Parámetro	Valor	Unidad
Nº de aerogeneradores	20	Ud
Nº de palas	60	Ud
Peso por pala	7-10	t/pala
Volumen generado por parque de referencia	400-600	t
Horizonte temporal de análisis	10-15	años

Parámetro	Valor	Unidad
Escala de planta considerada	1.000-10.000	t/año

Elaboración propia a partir de los rangos bibliográficos analizados.

5.2 Estructura de costes

La estructura de costes del modelo híbrido incluye tres componentes principales: la inversión inicial o CAPEX, los costes operativos anuales u OPEX y los costes variables asociados al transporte y tratamiento del residuo. El CAPEX recoge la inversión en equipos de corte, trituración, separación, acondicionamiento, sistemas auxiliares e instalaciones asociadas. Para una planta de escala media se considera un rango de inversión de 5 a 10 M€, coherente con los costes de implantación reportados para instalaciones de reciclaje mecánico y valorización de materiales compuestos.

El OPEX se estima como un porcentaje anual del CAPEX, situado entre el 5 % y el 10 %, e incluye consumo energético, mano de obra, mantenimiento, consumibles, gestión de rechazos y operación general de la planta. A estos costes se añaden los costes logísticos, especialmente relevantes en el caso de las palas eólicas debido a su longitud, baja densidad aparente y dificultad de manipulación. El transporte puede situarse en el rango de 100-150 €/t, dependiendo de la distancia entre el parque y la planta, del grado de pretratamiento in situ y de la necesidad de transporte especial.

Desde el punto de vista tecnológico, el reciclaje mecánico presenta costes unitarios inferiores a los de las rutas térmicas o químicas, lo que justifica su empleo para el grueso del volumen tratado. El co-procesamiento permite valorizar determinadas fracciones como sustituto parcial de materia prima o combustible en cementeras, mientras que las rutas de mayor coste, como la pirólisis o la solvólisis, quedan reservadas para fracciones de mayor valor añadido o para escenarios futuros de mayor madurez tecnológica.

Concepto	Rango	Unidad
CAPEX	5-10	M€
OPEX anual	5-10	% del CAPEX
Transporte	100-150	€/t
Coste reciclaje mecánico	90	€/t
Coste co-procesamiento	305-567	€/t

Elaboración propia a partir de Sakellariou (2021), Nagle et al. (2020), Zhao et al. (2025) y Sproul et al. (2024).

Los costes unitarios de tratamiento confirman la lógica del modelo híbrido: dado que el reciclaje mecánico presenta un coste inferior al de las rutas térmicas o químicas, resulta económicamente razonable tratar el grueso del volumen por vía mecánica y co-procesamiento, reservando las opciones más intensivas en capital y energía para fracciones cuyo material recuperado pueda justificar el sobrecoste.

5.3 Estructura de ingresos

Los ingresos del modelo híbrido no proceden de una única fuente, sino de la combinación de ingresos por prestación del servicio de gestión e ingresos por valorización material. Esta doble naturaleza es relevante porque reduce la dependencia de un único mercado y permite compensar parcialmente la volatilidad del precio de los materiales recuperados.

En primer lugar, una fuente principal de ingreso es la tasa de recepción o gate fee, es decir, el importe abonado por el productor o gestor del residuo para que la planta acepte, acondicione y trate las palas fuera de uso. Este ingreso responde a la lógica habitual del sector de residuos: el poseedor del residuo paga por un servicio de gestión que evita opciones alternativas con coste económico y ambiental, como el transporte a vertedero, el depósito controlado o el envío a rutas de eliminación con menor aprovechamiento. En este sentido, la gate fee constituye un ingreso relativamente estable, menos expuesto que los precios de materias primas secundarias.

En segundo lugar, el modelo incorpora ingresos por la venta de materiales recuperados. En el caso del reciclaje mecánico, estos ingresos pueden proceder de la comercialización de fracciones trituradas destinadas a aplicaciones como rellenos, cargas minerales, paneles o elementos de refuerzo en materiales de construcción. También puede contemplarse la fabricación de productos de mayor valor añadido, como barras o perfiles de GFRP reciclado, cuyo precio unitario es sensiblemente superior al de una fracción triturada de bajo valor. De forma complementaria, determinadas fracciones pueden valorizarse como fibras recicladas, cuyo precio de mercado es inferior al del material virgen, pero suficiente para generar ingresos adicionales y mejorar el balance económico del proceso.

Desde una perspectiva económica, estos ingresos por venta de materiales deben interpretarse con cautela, ya que no todo el peso de la pala se transforma en producto vendible de alto valor. Existen pérdidas de proceso, heterogeneidad en la composición del residuo, limitaciones de calidad y diferencias entre fracciones. Por tanto, no resulta metodológicamente correcto multiplicar el volumen total tratado por el precio máximo de mercado del producto final. Lo adecuado es considerar rendimientos de recuperación y distinguir entre fracciones con salida comercial efectiva, fracciones de menor valor y fracciones destinadas a co-procesamiento.

A ello se añade un tercer efecto económico, que puede interpretarse como ingreso implícito o coste evitado: la reducción del coste de gestión del residuo frente a alternativas menos favorables, especialmente el vertedero o rutas de eliminación con menor aprovechamiento. Aunque este elemento no siempre se registra contablemente como ingreso directo, sí mejora la competitividad relativa del modelo híbrido. Cuanto mayor sea el coste de la alternativa de eliminación, mayor será la disposición del productor del residuo a pagar una gate fee suficiente para sostener la valorización.

Producto / concepto	Precio	Unidad
Rebars GFRP	1,5-2,5	€/kg
Fibras recicladas	0,5-0,8	€/kg
Tasa de recepción (gate fee)	0,2	€/kg
Coste evitado frente a vertedero	Variable según mercado	€/t

Elaboración propia a partir de Zhang et al. (2025), Liu & Barlow (2022) y referencias sectoriales sobre costes de eliminación.

Como referencia de coste evitado, debe tenerse en cuenta que la alternativa de vertedero conlleva tasas de depósito relevantes en distintos mercados europeos. Este coste refuerza el atractivo económico de las rutas de valorización frente a la eliminación, ya que permite justificar una tasa de recepción suficiente para financiar parte de los costes de tratamiento.

De acuerdo con lo anterior, los ingresos anuales del sistema pueden representarse de forma simplificada mediante la siguiente expresión:

$$I_t = I_{GF,t} + I_{MR,t} + I_{CE,t}$$

donde I_t es el ingreso total del año t, I_GF,t corresponde a los ingresos por gate fee, I_MR,t a los ingresos por venta de materiales recuperados e I_CE,t al efecto económico asociado a costes evitados o ahorros de gestión cuando estos se incorporan explícitamente al análisis.

$$I_{GF,t} = Q_t \cdot GF$$

donde Q_t es la cantidad de residuo tratada en el año t, expresada en t/año, y GF es la tasa de recepción unitaria, expresada en €/t.

$$I_{MR,t} = \sum_i (Q_t \cdot \alpha_i \cdot P_i)$$

donde α_i representa la fracción del residuo transformada en el producto i y P_i su precio unitario de venta. Esta formulación permite reflejar con mayor realismo que el ingreso depende no solo del volumen tratado, sino también del rendimiento de recuperación, de la mezcla de productos obtenidos y del precio de mercado de cada salida comercial.

En consecuencia, la viabilidad económica del modelo híbrido no descansa únicamente en vender materiales recuperados, sino en la combinación entre pago por servicio de tratamiento, valorización de productos secundarios y evitación de costes de eliminación. Esta estructura mixta explica por qué una instalación puede alcanzar resultados positivos incluso cuando una parte de los materiales recuperados tiene un valor moderado: el modelo no se basa exclusivamente en la venta de materia prima secundaria, sino en prestar un servicio integral de gestión técnicamente más avanzado que el vertedero y ambientalmente más alineado con la economía circular.

5.4 Indicadores de rentabilidad

Para evaluar la viabilidad económica del modelo híbrido no basta con identificar costes e ingresos de forma aislada; es necesario transformarlos en flujos de caja y analizar cómo estos evolucionan a lo largo del tiempo. Por este motivo, el análisis se apoya en tres indicadores habituales en la evaluación de inversiones: el Valor Actual Neto (VAN), la Tasa Interna de Retorno (TIR) y el periodo de retorno o payback.

5.4.1 Construcción del flujo de caja del proyecto

El punto de partida del análisis es el flujo de caja neto anual, definido como la diferencia entre los ingresos generados por la actividad y los costes de operación asociados al tratamiento.

$$F_t = I_t - C_{op,t}$$

donde F_t es el flujo neto del año t, I_t son los ingresos totales anuales y C_op,t representa los costes operativos del mismo periodo. En C_op,t se incluyen, según el alcance del modelo, los

costes de explotación de la planta, mano de obra, energía, mantenimiento, consumibles, acondicionamiento, corte, trituración, separación y transporte del residuo.

$$F_t = \left(I_{GF,t} + I_{MR,t} + I_{CE,t}\right) - \left(OPEX_t + C_{trans,t} + C_{trat,t}\right)$$

donde OPEX_t agrupa los costes operativos fijos y semifijos, C_trans,t los costes logísticos y C_trat,t los costes variables directamente asociados al tratamiento por tonelada. La inversión inicial o CAPEX aparece en el momento t = 0 como una salida de caja:

$$F_0 = -I_0$$

siendo I_0 la inversión inicial necesaria para implantar la instalación y ponerla en marcha. Esta formulación permite visualizar con claridad la lógica económica del modelo: la planta realiza una inversión inicial elevada y, posteriormente, genera durante su vida útil una sucesión de flujos anuales cuya magnitud depende fundamentalmente de la cantidad de residuo tratada, la gate fee cobrada, el valor de los productos recuperados y los costes unitarios de operación.

5.4.2 Cálculo del Valor Actual Neto

El VAN se obtiene actualizando todos los flujos de caja futuros a una tasa de descuento r, que refleja el coste del capital y el riesgo del proyecto:

$$VAN = \sum_{t=1}^{n} \left[\frac{F_t}{(1 + r)^t}\right] - I_0$$

donde n es el horizonte temporal de análisis. Un VAN positivo indica que el proyecto genera valor por encima de la rentabilidad mínima exigida por la tasa de descuento empleada; por el contrario, un VAN negativo implica que los flujos futuros no compensan la inversión inicial en términos actualizados.

En este trabajo, la obtención de un VAN positivo en los escenarios intermedios y favorables se justifica porque el modelo híbrido combina una fuente de ingreso relativamente estable ligada a la gate fee, ingresos adicionales por valorización material, costes unitarios inferiores a los de tecnologías térmicas o químicas aplicadas al conjunto del flujo y economías de escala derivadas de operar con volúmenes agregados de varios proyectos de repotenciación.

Este último aspecto es fundamental. El caso base definido en el apartado 5.1 describe el volumen de residuos asociado a un parque de referencia, pero la rentabilidad del proyecto no debe interpretarse como si la inversión completa se amortizase con ese único lote de 400-600 t. La lógica económica de una instalación de este tipo exige una operación continuada durante varios años, recibiendo residuos de distintos parques o campañas de desmantelamiento. Por tanto, el flujo de caja anual debe entenderse como el resultado de una planta que, una vez construida, procesa de forma recurrente entradas de residuo suficientes para repartir el CAPEX sobre una base de toneladas significativamente mayor que la de un solo parque.

5.4.3 Justificación del VAN positivo

La afirmación de que el VAN es positivo debe apoyarse en una explicación técnica y no solo en una mención cualitativa. En términos económicos, el VAN pasa a ser positivo cuando el valor actual de la suma de flujos netos futuros supera la inversión inicial. Esto puede ocurrir en el modelo híbrido por la concurrencia de varias condiciones.

En primer lugar, la gate fee genera una base de ingresos recurrente por cada tonelada tratada. A diferencia de un modelo que dependiera exclusivamente de vender material recuperado, aquí existe un componente de ingreso vinculado al propio servicio de gestión del residuo. Esta característica reduce el riesgo de mercado del proyecto y hace más estable el flujo anual.

En segundo lugar, la valorización material permite incrementar el ingreso unitario por tonelada tratada. Aunque los materiales recuperados no alcanzan necesariamente el valor de materiales vírgenes de alta calidad, sí pueden generar un ingreso complementario suficiente para mejorar el margen operativo, especialmente cuando se orientan a aplicaciones con mayor valor añadido, como perfiles o refuerzos de GFRP.

En tercer lugar, el modelo híbrido limita el uso de las rutas más costosas a fracciones concretas y aprovecha para el grueso del volumen tecnologías de menor coste relativo, como el reciclaje mecánico y el co-procesamiento. Esta decisión reduce el coste medio de tratamiento por tonelada y explica por qué el flujo neto puede mantenerse positivo incluso con precios moderados de materiales recuperados.

Por último, la escala de operación desempeña un papel decisivo. Cuando la planta trabaja por debajo de su capacidad, el CAPEX y parte del OPEX se reparten entre pocas toneladas, lo que deteriora la rentabilidad. En cambio, a medida que aumenta el volumen anual tratado, el coste medio unitario disminuye y la probabilidad de obtener un VAN positivo aumenta de forma significativa. Esta es la razón por la que la literatura identifica la escala y la estabilidad del suministro de residuo como variables críticas para la viabilidad económica del reciclaje de palas.

5.4.4 Justificación del periodo de retorno

El periodo de retorno se define como el número de años necesarios para que la suma acumulada de los flujos de caja netos iguale la inversión inicial:

$$\sum_{t=1}^{k} F_t \geq I_0$$

donde k es el año en el que se alcanza la recuperación de la inversión. En este trabajo se estima un periodo de retorno comprendido entre 6 y 10 años, lo cual resulta coherente con proyectos industriales de valorización de residuos con inversión inicial significativa y márgenes operativos moderados. Esta horquilla se explica por la sensibilidad del proyecto a varias variables: el nivel de CAPEX finalmente requerido, el volumen anual realmente tratado, la gate fee efectivamente percibida, el precio de venta de los materiales recuperados, el coste energético y el coste de transporte.

Desde un punto de vista técnico, un payback cercano a 6 años corresponde a escenarios en los que concurren simultáneamente alta utilización de la planta, precios de materiales favorables, gate fee suficiente y control de los costes logísticos y energéticos. En cambio, un payback más próximo a 10 años refleja escenarios más conservadores, en los que la planta opera con menor carga, los precios de mercado son menos favorables, los costes de operación son más elevados o la inversión inicial se sitúa en la parte alta del rango considerado.

Por tanto, el intervalo de 6-10 años no debe interpretarse como una cifra exacta o universal, sino como una horquilla razonable derivada de escenarios. Su función dentro del análisis no es presentar una predicción financiera cerrada, sino mostrar que, bajo hipótesis técnicamente

plausibles y con escala suficiente, el modelo híbrido puede recuperar la inversión en un plazo compatible con la vida económica de la instalación.

5.4.5 Relación entre estructura económica e indicadores de rentabilidad

La relación entre las estructuras de costes e ingresos y los indicadores de rentabilidad puede resumirse de la siguiente manera: la estructura de costes determina la magnitud de las salidas de caja; la estructura de ingresos determina las entradas de caja; y la diferencia entre ambas configura los flujos netos anuales. Son esos flujos, actualizados a una tasa de descuento apropiada, los que permiten calcular el VAN, la TIR y el periodo de retorno.

En otras palabras, el VAN positivo no surge de manera automática por existir ingresos por materiales recuperados, sino porque la combinación de gate fee, valorización material y costes evitados, junto con una operación a escala suficiente, genera flujos netos acumulados capaces de superar la inversión inicial. Del mismo modo, el periodo de retorno de 6-10 años no es un dato aislado, sino la consecuencia temporal de esa misma estructura de flujos.

5.5 Análisis de sensibilidad

Dada la incertidumbre asociada a varios parámetros, se realiza un análisis de sensibilidad sobre las variables con mayor influencia en el resultado económico: el precio de los materiales recuperados, el coste de la energía, la escala de planta, la tasa de descuento, el CAPEX, el coste logístico y el nivel de gate fee. La escala resulta especialmente determinante, ya que las economías de escala reducen notablemente el coste por tonelada tratada. Por ello se considera un rango de capacidad de planta de 1.000 a 10.000 t/año.

Variable	Rango / escenario	Efecto sobre la rentabilidad
Precio de materiales recuperados	±30 %	Alto
Coste de la energía	Variable	Medio-alto
Escala de planta	1.000-10.000 t/año	Alto
Tasa de descuento	6-8 %	Medio
CAPEX	5-10 M€	Alto
Gate fee	Variable según mercado	Alto
Coste de transporte	100-150 €/t	Medio-alto

Elaboración propia.

Los resultados del análisis de sensibilidad confirman que la viabilidad económica del modelo híbrido depende en gran medida de alcanzar una escala suficiente y de mantener mercados estables para los materiales recuperados. En escenarios de baja escala, precios deprimidos de los materiales o costes logísticos elevados, el modelo puede requerir tasas de recepción más altas o instrumentos de política pública, como subvenciones, incentivos a la valorización o mecanismos de responsabilidad ampliada del productor.

Bajo hipótesis intermedias de utilización de la planta, estabilidad de la gate fee y comercialización efectiva de una parte de los materiales recuperados, el modelo permite obtener un VAN positivo en escenarios favorables e intermedios. Este resultado se explica por la combinación de ingresos por servicio de tratamiento, valorización material y costes evitados frente a alternativas de eliminación, junto con la reducción del coste medio por tonelada derivada de la escala de operación. El periodo de retorno estimado entre 6 y 10 años debe entenderse como una horquilla de escenario y no como una previsión cerrada, siendo especialmente sensible al CAPEX, al volumen anual tratado, al precio de los materiales recuperados, al coste logístico y a la tasa de descuento aplicada.

CAPÍTULO 6. CÁLCULO DE LA HUELLA DE CARBONO

Además de la viabilidad técnica y económica, la elección de una tecnología de gestión del fin de vida de las palas debe valorarse por su desempeño ambiental. Este capítulo estima, a partir de datos bibliográficos, la huella de carbono asociada a las principales rutas de tratamiento y la compara con las alternativas de eliminación. El indicador empleado es el potencial de calentamiento global (GWP), expresado en kilogramos de CO_2 equivalente por tonelada de material tratado (kg CO_2-eq/t).

6.1 Metodología de estimación

La estimación se basa en los resultados de análisis de ciclo de vida (LCA) publicados para las distintas tecnologías de tratamiento de palas. Se adopta un enfoque de comparación por rangos, en el que los valores negativos representan emisiones evitadas (créditos ambientales) gracias a la sustitución de materias primas o combustibles fósiles, y los valores positivos representan emisiones netas. El alcance considerado abarca el transporte, el procesamiento y los créditos por sustitución de materiales o energía, e n coherencia con los estudios de referencia (Nagle et al., 2020, EuCIA, 2025).

6.2 Resultados por tecnología

Los estudios de ciclo de vida muestran que las rutas de valorización presentan un balance de carbono favorable cuando se contabilizan los créditos por sustitución. El co-procesamiento en cementeras alcanza valores de entre −860 y −893 kg CO_2-eq/t, gracias a la sustitución de combustibles fósiles y de materias primas del clínker. La pirólisis, cuando sus productos (fibras, aceites y gases) se valorizan, presenta valores de entre −858 y −1.019 kg CO_2-eq/t. Las rutas de recuperación de fibra de alta calidad, como la planta Waste2Fiber de Acciona, reducen la huella de carbono entre un 66 % y un 95 % respecto a la fabricación de fibra virgen (Nagle et al., 2020, EuCIA, 2025, Acciona, 2025).

Tabla 17. Huella de carbono estimada por tecnología

Tecnología / ruta	GWP (kg CO_2-eq/t)	Observación
Co-procesamiento	−860 a −893	Emisiones evitadas por sustitución
Pirólisis (con valorización)	−858 a −1.019	Reduce >70 % vs incineración
Termólisis (Waste2Fiber)	Reducción 66–95 %	Frente a fibra virgen
Reciclaje térmico (REFRESH)	Reducción >70 %	Frente a incineración
Vertedero	Referencia (sin crédito)	Sin recuperación de materiales

Elaboración propia a partir de Nagle et al. (2020), EuCIA (2025) y Acciona (2025).

6.3 Discusión ambiental

Los resultados confirman que cualquier ruta de valorización es ambientalmente preferible al vertedero, que no genera créditos por recuperación de materiales y mantiene el residuo sin aprovechamiento. Desde la perspectiva exclusiva del carbono, el co-procesamiento y la pirólisis con valorización ofrecen los mejores balances, mientras que las rutas de recuperación de fibra reducen drásticamente las emisiones asociadas a la fabricación de fibra virgen. Para el modelo híbrido seleccionado, este resultado es coherente con su buena puntuación en el criterio de impacto ambiental (8 sobre 10): al combinar co-procesamiento con recuperación de fibras, el modelo aprovecha simultáneamente las emisiones evitadas del primero y la sustitución de fibra virgen de las segundas (EuCIA, 2025, Acciona, 2025).

No obstante, el balance ambiental depende fuertemente de las hipótesis sobre los créditos por sustitución y de la distancia de transporte. Dada la gran longitud de las palas, una logística ineficiente puede reducir significativamente los beneficios ambientales, por lo que la proximidad entre los parques y las plantas de tratamiento es un factor determinante del desempeño global (Nagle et al., 2020).

CAPÍTULO 7. TECNOLOGÍAS FUTURAS

A continuación, se describen las diferentes tecnologías

7.1 Desarrollo de resinas reciclables para aplicaciones eólicas

En los últimos años, la industria eólica ha comenzado a evolucionar desde estrategias centradas exclusivamente en el reciclaje al final de la vida útil hacia enfoques basados en el diseño para la reciclabilidad. Este cambio de paradigma busca incorporar principios de economía circular desde las primeras etapas de diseño, desarrollando materiales que permitan una recuperación más eficiente de los recursos una vez finalizada la operación del aerogenerador (European Commission, 2020, Mishnaevsky, 2021).

Una de las principales líneas de innovación se centra en el desarrollo de resinas reciclables capaces de sustituir a las resinas termoestables convencionales utilizadas actualmente en la fabricación de palas. Tradicionalmente, las resinas epoxi han sido ampliamente utilizadas debido a sus excelentes propiedades mecánicas, estabilidad estructural y resistencia a la fatiga. Sin embargo, una vez completado el proceso de curado, estas resinas forman enlaces químicos irreversibles que dificultan significativamente la separación de los distintos materiales compuestos durante el reciclaje (Hu et al., 2024).

Con el objetivo de superar esta limitación, diversos fabricantes han desarrollado nuevos sistemas químicos diseñados para permitir la descomposición controlada de la matriz polimérica al final de la vida útil de la pala. Estas tecnologías pretenden mantener las prestaciones estructurales exigidas durante la operación del aerogenerador, incorporando simultáneamente mecanismos que faciliten la recuperación de materiales y la reducción de residuos (Aditya Birla Advanced Materials, 2023).

7.2 Tecnología RecyclableBlade® de Siemens Gamesa

Uno de los avances más relevantes en este ámbito es la tecnología RecyclableBlade®, presentada por Siemens Gamesa en 2021 y considerada la primera pala eólica comercial diseñada específicamente para ser reciclable al final de su vida útil (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

La innovación principal de esta tecnología reside en la utilización de una resina especialmente formulada para permitir la separación de los materiales compuestos mediante procesos químicos controlados. A diferencia de las palas convencionales, en las que la matriz termoestable permanece permanentemente unida a las fibras de refuerzo, este nuevo sistema permite recuperar fibras de vidrio, fibras de carbono, metales y otros materiales con un menor grado de degradación (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

Además, una de las principales ventajas de esta solución es que puede integrarse en los procesos industriales existentes sin necesidad de modificaciones sustanciales en la fabricación de las palas, favoreciendo así su adopción comercial por parte de los fabricantes del sector eólico (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

Desde su presentación, esta tecnología ha pasado de la fase de prototipo a la implantación comercial. Las primeras seis palas de 81 metros se fabricaron en la planta de Aalborg (Dinamarca) y posteriormente se instalaron en el parque eólico marino de Kaskasi, frente a las costas de Alemania, según el fabricante, desde entonces se han vendido o instalado más de 300 palas reciclables, en un proceso que se enmarca dentro de su objetivo de lograr aerogeneradores totalmente reciclables para el año 2040 (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

7.3 Tecnología Recyclamine® de Aditya Birla

El desarrollo de la tecnología RecyclableBlade® fue posible gracias a la colaboración entre Siemens Gamesa y Aditya Birla Advanced Materials, empresa responsable del desarrollo de la tecnología Recyclamine®.

Esta tecnología incorpora moléculas específicas dentro de la estructura química de la resina que permiten romper selectivamente la red polimérica mediante tratamientos químicos suaves al final de la vida útil del producto. Como resultado, es posible separar las fibras de refuerzo y recuperar materiales con propiedades mecánicas superiores a las obtenidas mediante procesos convencionales de trituración o valorización energética (Aditya Birla Advanced Materials, 2023).

La tecnología Recyclamine® constituye uno de los ejemplos más representativos de diseño para la circularidad aplicado a materiales compuestos avanzados, ya que integra la reciclabilidad como requisito desde la fase inicial de formulación del material (Aditya Birla Advanced Materials, 2023).

7.4 Resinas reciclables EzCiclo® y tecnología CleaVER® de Swancor

Paralelamente, otras empresas especializadas en materiales compuestos avanzados han desarrollado soluciones similares. Entre ellas destaca Swancor, que ha desarrollado la resina reciclable EzCiclo® y el sistema de degradación química CleaVER®, orientados específicamente a aplicaciones eólicas (Swancor, 2023).

Estas tecnologías permiten descomponer la matriz polimérica mediante procesos químicos controlados y facilitar la recuperación de fibras y otros materiales estructurales. El objetivo es combinar las ventajas mecánicas de los materiales compuestos termoestables con una mayor facilidad de reciclaje al final de la vida útil de la pala (Swancor, 2023).

Según Swancor, estas soluciones han sido desarrolladas para mantener niveles de resistencia mecánica y durabilidad comparables a los materiales utilizados actualmente en la industria eólica, permitiendo su incorporación en futuros diseños sin comprometer el rendimiento estructural del aerogenerador (Swancor, 2023).

7.5 Procesos de reciclaje químico asociados a las nuevas resinas

El desarrollo de nuevas resinas reciclables ha impulsado también la evolución de tecnologías de reciclaje químico específicamente diseñadas para recuperar materiales de mayor valor añadido. Entre estas tecnologías destaca la solvólisis, un proceso basado en la utilización de disolventes capaces de romper la matriz polimérica y liberar las fibras de refuerzo sin provocar daños significativos en su estructura (Chen et al., 2025).

Diversos estudios han demostrado que la solvólisis permite obtener materiales recuperados de mayor calidad que los obtenidos mediante tecnologías térmicas convencionales como la pirólisis, favoreciendo la reutilización de fibras en aplicaciones de mayor valor añadido (Chen et al., 2025, Hu et al., 2024).

En el caso específico de la tecnología RecyclableBlade®, Siemens Gamesa ha desarrollado procesos basados en soluciones ligeramente ácidas y temperaturas moderadas que permiten disolver selectivamente la resina y separar los distintos componentes de la pala. Este enfoque facilita la recuperación de materiales con menores pérdidas de propiedades mecánicas y reduce la generación de residuos durante el proceso de reciclaje (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

Un avance complementario procede del fabricante Vestas, que en 2023 anunció una solución química capaz de descomponer la resina epoxi de palas ya fabricadas para recuperar materiales de calidad equiparable a la virgen, sin necesidad de modificar el diseño de las palas. La principal ventaja de este enfoque es que puede aplicarse tanto a palas en operación como a las ya almacenadas o en vertedero, sin requerir nuevos tipos de resina, su desarrollo se ha llevado a cabo en colaboración con la Universidad de Aarhus, el Instituto Tecnológico Danés y los socios industriales Olin y Stena Recycling (Vestas, 2023).

7.6 Reincorporación de fibra reciclada en nuevas palas

Más allá de las resinas reciclables, una línea de innovación complementaria consiste en cerrar el ciclo de los materiales reincorporando fibra de vidrio reciclada en la fabricación de nuevas palas. En el marco del proyecto DecomBlades, Siemens Gamesa ha empleado fibra de vidrio reciclada en la fabricación de palas de 115 metros destinadas a un parque eólico marino, demostrando que el material recuperado puede reintroducirse en componentes estructurales de gran tamaño y no únicamente en aplicaciones de bajo valor (DecomBlades, 2024). Este tipo de iniciativas resulta especialmente relevante porque ataca directamente la principal limitación del reciclaje mecánico convencional —el downcycling— y abre la vía a un modelo de circularidad real dentro del propio sector eólico.

7.7 Implicaciones para el futuro de la industria eólica

El desarrollo de materiales reciclables representa una de las principales estrategias para evitar que la problemática actual asociada al fin de vida de las palas vuelva a repetirse en las próximas décadas. No obstante, estas tecnologías deben considerarse una solución de largo plazo, ya que las primeras palas fabricadas con estos materiales comenzaron a instalarse comercialmente a

partir de 2021 y no alcanzarán su final de vida útil hasta aproximadamente entre 2045 y 2055 (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021).

Por este motivo, durante las próximas décadas coexistirán dos realidades diferenciadas. Por un lado, millones de toneladas de residuos procedentes de palas convencionales requerirán soluciones de gestión basadas en tecnologías actualmente disponibles. Por otro, las nuevas generaciones de materiales reciclables permitirán avanzar progresivamente hacia modelos de economía circular que reduzcan la dependencia de procesos de valorización y eliminación de residuos (Beauson et al., 2022).

En este contexto, los resultados obtenidos mediante el análisis multicriterio realizado en este trabajo identificaron un modelo híbrido basado en la combinación de reciclaje mecánico y co-procesamiento como la alternativa más adecuada para gestionar el gran volumen de residuos procedentes de palas convencionales que alcanzarán su final de vida útil en el corto y medio plazo. El reciclaje mecánico destaca por su elevada madurez tecnológica y por su capacidad para recuperar materiales que pueden emplearse en nuevas aplicaciones industriales, mientras que el co-procesamiento permite valorizar simultáneamente el contenido energético y mineral de los materiales compuestos en la fabricación de clínker (Mendoza et al., 2020).

Por tanto, mientras las tecnologías basadas en resinas reciclables representan una estrategia preventiva orientada al largo plazo, el modelo híbrido seleccionado constituye una solución de transición técnicamente viable y económicamente realista para gestionar el problema actual de residuos de palas eólicas (Mendoza et al., 2020, Beauson et al., 2022).

En consecuencia, la sostenibilidad futura del sector eólico requerirá una combinación de estrategias que integren tanto el tratamiento eficiente de los residuos existentes como el desarrollo de materiales y sistemas constructivos concebidos desde su origen bajo principios de economía circular (European Commission, 2020, Mishnaevsky, 2021).

CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

8.1 Conclusiones

El presente trabajo ha abordado la gestión del fin de vida de las palas de aerogeneradores eólicos como un desafío relevante para la transición energética. A partir de la revisión del estado del arte, el análisis multicriterio, el estudio económico y la estimación de la huella de carbono, pueden extraerse las siguientes conclusiones principales.

1. El problema central no es únicamente cómo reciclar una pala, sino cómo gestionar el gran volumen de residuos que se generará en las próximas décadas debido al envejecimiento de los parques y a los procesos de repotenciación. Gran parte del parque instalado se diseñó priorizando el rendimiento y el coste, no la reciclabilidad, lo que ha dejado un legado de palas de materiales termoestables difíciles de reciclar (Mishnaevsky, 2021, Hu et al., 2024).
2. El análisis multicriterio identifica el modelo híbrido como la alternativa más adecuada (8,20 sobre 10), por delante del reciclaje mecánico (7,95) y el co-procesamiento (7,85). Su ventaja radica en un perfil compensado que combina escalabilidad y bajo coste con un nivel razonable de recuperación de materiales, en lugar de destacar en un único criterio.
3. El análisis económico muestra que el modelo híbrido puede ser viable en escenarios de escala suficiente y precios estables de los materiales recuperados, con un periodo de retorno estimado entre 6 y 10 años. Su rentabilidad es muy sensible a la escala de la planta y al precio de los materiales, lo que sugiere la conveniencia de instrumentos de apoyo en las fases iniciales (Zhao et al., 2025).
4. Desde el punto de vista ambiental, todas las rutas de valorización son preferibles al vertedero, y el modelo híbrido aprovecha tanto las emisiones evitadas del co-procesamiento como la sustitución de fibra virgen de las rutas de recuperación de fibra (EuCIA, 2025, Acciona, 2025).
5. A largo plazo, las tecnologías de palas reciclables (RecyclableBlade® de Siemens Gamesa, Recyclamine® de Aditya Birla, EzCiclo®/CleaVER® de Swancor y la solución química de Vestas) constituyen una estrategia preventiva clave, pero no resuelven el problema inmediato, ya que las primeras palas reciclables no alcanzarán su fin de vida hasta 2045–2055 (Siemens Gamesa Renewable Energy, 2021, Vestas, 2023).

8.2 Recomendaciones de diseño industrial

Las siguientes recomendaciones se dirigen a fabricantes, promotores y gestores, y constituyen propuestas de diseño y de gestión orientadas a la práctica industrial. Conviene diferenciarlas de las líneas futuras de investigación recogidas en el Capítulo 8, que son temas que deberían seguir investigándose en el ámbito académico.

- Incorporar el principio de diseño para la reciclabilidad desde la fase de concepción de la pala, priorizando resinas separables (tipo Recyclamine® o EzCiclo®) y reduciendo la diversidad de materiales y adhesivos para facilitar la separación al final de la vida útil.

- Favorecer el uso de matrices termoplásticas y de uniones desmontables que reduzcan la dependencia de adhesivos estructurales irreversibles y simplifiquen el desmontaje.
- Planificar la logística inversa situando las plantas de tratamiento próximas a los parques que vayan a repotenciarse, dado el elevado peso del transporte en el coste y en la huella de carbono.
- Adoptar modelos híbridos de tratamiento que asignen cada fracción a la ruta más adecuada, en lugar de soluciones únicas, para optimizar simultáneamente coste, capacidad y calidad del material recuperado.
- Promover mercados para los materiales recuperados (rebars de GFRP, fibras recicladas) mediante normalización y certificación, de modo que se reduzca el downcycling y se cierre el ciclo dentro del propio sector, siguiendo ejemplos como DecomBlades (DecomBlades, 2024).

CAPÍTULO 9. LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

A diferencia de las recomendaciones de diseño industrial recogidas en el apartado 7.2, que son propuestas orientadas a la práctica, las líneas que se exponen a continuación constituyen temas que deberían seguir investigándose en el ámbito académico y científico para profundizar en la gestión sostenible del fin de vida de las palas eólicas.

- Profundizar en el análisis de ciclo de vida (LCA) comparativo y armonizado de las distintas rutas de tratamiento, reduciendo la dispersión actual de resultados mediante metodologías y fronteras de sistema homogéneas.
- Investigar la escalabilidad industrial de la solvólisis y de los procesos de reciclaje químico de las nuevas resinas reciclables, evaluando el consumo de reactivos, la recuperación de solventes y la viabilidad económica a escala comercial.
- Estudiar el comportamiento mecánico y a fatiga de las fibras recicladas reincorporadas en nuevas palas, con el fin de superar el downcycling y validar aplicaciones estructurales de alto valor.
- Desarrollar modelos de previsión de residuos de palas a escala regional y nacional que integren datos de edad del parque, repotenciación y tasas de retirada, para dimensionar correctamente la capacidad de tratamiento necesaria.
- Analizar el papel de los instrumentos de política pública (responsabilidad ampliada del productor, subvenciones, prohibición de vertedero) en la rentabilidad y el despliegue de las tecnologías de reciclaje, ampliando los enfoques de teoría de juegos ya iniciados en la literatura (Zhao et al., 2025).
- Evaluar el comportamiento real, a largo plazo, de las primeras palas reciclables instaladas desde 2021, cuando alcancen su fin de vida, para verificar experimentalmente las hipótesis de reciclabilidad sobre las que se sustentan estas tecnologías.

REFERENCIAS

6Wresearch. (2025). Global Wind Turbine Blade Recycling Market (2025-2031). https://www.6wresearch.com/industry-report/global-wind-turbine-blade-recycling-market

Acciona. (2025, 9 de abril). ACCIONA Energía showcases wind turbine blade recycling solutions at WindEurope. Acciona Energía. https://www.acciona-energia.com/updates/news/

Aditya Birla Advanced Materials. (2023). Aditya Birla Advanced Materials & Siemens Gamesa successfully created the RecyclableBlade.

AEE. (2025, 6 de febrero). Wind power is betting on the acceleration of electrification and the increase in the pace of project processing as priorities. Asociación Empresarial Eólica.

Arwood, Z., et al. (2023). Infusible thermoplastic composites for wind turbine blade manufacturing. Elsevier.

Beauson, J., Brøndsted, P., & Lilholt, H. (2022). Wind turbine blade recycling: Experiences, challenges and possibilities in a circular economy. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 146, 111186. https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111186

Bortolotti, P., Canet Tarrés, H., Dykes, K., Merz, K., Sethuraman, L., Verelst, D., & Zahle, F. (2019). IEA Wind TCP Task 37: Systems Engineering in Wind Energy – WP2.1 Reference Wind Turbines. National Renewable Energy Laboratory.

Chen, Y., et al. (2025). Solvolysis of novel recyclable composites for next-generation wind turbine blades. Composites Science and Technology.

Cheng, X., Zhang, Z., Wang, L., & Liu, Y. (2025). A review of thermoplastic composites on wind turbine blades. Composites Science and Technology, 244, 110105. https://doi.org/10.1016/j.compscitech.2025.110105

Collier, W., et al. (2024). Aeroelastic code comparison using the IEA 22 MW reference wind turbine. National Renewable Energy Laboratory.

DecomBlades. (2024). Recycled glass fibre reused in new Siemens Gamesa blades for offshore wind. DecomBlades Consortium.

Endesa. (2025a, 17 de junio). Repowering and circular economy: Endesa and Holcim set a European milestone by reusing wind turbine blade fibre in concrete. Endesa.

Endesa. (2025b, 19 de septiembre). From 22 to 4 wind turbines, Endesa connects its largest repowered wind plant in Spain. Endesa.

Enerdata. (2026, 6 de febrero). Spain opens consultation on its first offshore wind auction. Enerdata. https://www.enerdata.net

Energies Journal. (2025). End-of-Life Strategies for Wind Turbines: Blade Recycling, Second-Life Applications, and Circular Economy Integration. Energies, 18(19), 5182.

EnergyLOOP. (2025, 27 de marzo). Circular economy and wind turbines: what happens once their useful life is over? EnergyLOOP. https://energyloop.es

EuCIA. (2025, 29 de septiembre). REFRESH blade recycling project releases initial LCA results. European Composites Industry Association. https://eucia.eu/refresh-blade-recycling-project-releases-initial-lca-results/

European Commission. (2020). A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe.

Gaertner, E., Rinker, J., Sethuraman, L., Zahle, F., Anderson, B., Barter, G., … Bortolotti, P. (2020). Definition of the IEA Wind 15-Megawatt Offshore Reference Wind Turbine. National Renewable Energy Laboratory.

Galos, J., et al. (2022). Review of balsa core sandwich composite structures. Composites Part A.

Global Wind Energy Council (GWEC). (2024). Global Wind Report 2024. GWEC.

GWEC. (2025, 16 de mayo). Global Offshore Wind Report 2025. Global Wind Energy Council. https://www.gwec.net

Herbert Smith Freehills Kramer. (2025, 3 de abril). Financing the Energy Transition – Repowering Wind Farms. HSF Kramer.

Holcim. (2025, 13 de agosto). Circularity first: A second wind for turbine blades. Holcim.

Hu, Y., Zhang, Y., Li, Y., Wang, Y., Li, G., & Liu, X. (2024). Wind turbine blade recycling: A review of the recovery and high-value utilization of decommissioned wind turbine blades. Resources, Conservation & Recycling, 210, 107813. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107813

Iberdrola España y FCC. (2025, 16 de junio). Iberdrola España and FCC open EnergyLOOP, the first wind turbine blade recycling plant on the Iberian Peninsula. Iberdrola España / EnergyLOOP.

International Energy Agency (IEA). (2022). Renewables 2022: Analysis and forecast to 2027. IEA.

International Energy Agency (IEA). (2023). World Energy Outlook 2023. IEA.

International Renewable Energy Agency (IRENA). (2022). Renewable power generation costs in 2021. IRENA.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Cambridge University Press.

IRENA. (2026, 1 de abril). Near-700 GW Surge in 2025 Proves Renewable Energy Resilience. International Renewable Energy Agency.

Jensen, J. P., & Skelton, K. (2018). Wind turbine blade recycling: Experiences, challenges and possibilities. Waste Management, 80, 229–241. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.020

Joustra, J., et al. (2021). Structural reuse of wind turbine blades through segmentation. Resources, Conservation & Recycling.

Kalkanis, K., Psomopoulos, C. S., & Kaminaris, S. (2019). Recycling of composite materials from wind turbine blades. Energy Procedia, 157, 1173–1181. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.283

Lazard. (2023). Levelized Cost of Energy Analysis – Version 16.0. Lazard Ltd.

Liu, P., & Barlow, C. Y. (2017). Wind turbine blade waste in 2050. Waste Management, 62, 229–240. https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.007

Liu, P., & Barlow, C. Y. (2022). Wind turbine blade end-of-life options: An economic comparison. Resources, Conservation and Recycling, 180, 106202.

Márquez-Sobrino, P., Pérez-Pérez, B., & Díaz-Cuevas, P. (2025). Addressing wind turbines obsolescence and waste estimation: A geographical approach to decision-making. Moravian Geographical Reports, 33(4), 185-195. https://doi.org/10.2478/mgr-2025-0015

Menna, C., et al. (2025). Mechanical recycling of GFRP wind turbine blades and reuse in cement-based composites. Elsevier.

Mendoza, J. M. F., Sharmina, M., Gallego-Schmid, A., Heyes, G., & Azapagic, A. (2020). Sustainability assessment of end-of-life management options for wind turbine blades. Resources, Conservation and Recycling, 161, 104927.

Mishnaevsky, L. Jr. (2017). Materials for wind turbine blades: An overview. Materials, 10(11), 1285. https://doi.org/10.3390/ma10111285

Mishnaevsky, L. Jr. (2021). Sustainable End-of-Life Management of Wind Turbine Blades: Overview of Current and Coming Solutions. Materials, 14(5), 1124. https://doi.org/10.3390/ma14051124

Muzyka, R., et al. (2023). Recycling of both resin and fibre from wind turbine blade composites. Scientific Reports.

Nagle, A. J., et al. (2020). Comparative life cycle assessment of disposal methods for GFRP wind turbine blade waste: co-processing vs landfill.

National Renewable Energy Laboratory. (2024a). Annual Technology Baseline (ATB): Land-Based Wind. NREL.

National Renewable Energy Laboratory. (2024b). Annual Technology Baseline (ATB): Offshore Wind. NREL.

Red Eléctrica de España. (2026, 11 de marzo). 'The Spanish Electricity System in 2025': Electricity demand, generation, and installed power capacity increase. REE.

RenerCycle. (2025). EOLES - End Of Life wind Energy Strategies. Renercycle. https://renercycle.com

ResearchAndMarkets. (2025, 28 de octubre). Worldwide Wind Farms Database 2025: Location Data, Turbine Information, Project Status. ResearchAndMarkets.com.

Rucka, M., & Kurpińska, M. (2025). Sustainable cement-based mortar with shredded material recycled from end-of-life wind turbine blades. Scientific Reports.

Sakellariou, N. (2021). Current and potential decommissioning scenarios for end-of-life composite wind blades. Energy Systems / análisis de costes de reciclaje.

Schindler, A. K., et al. (2024). Co-processing of end-of-life wind turbine blades in cement manufacturing. Waste Management.

Siemens Gamesa Renewable Energy. (2021). Launch of the world's first recyclable wind turbine blade.

SÓLIDA. (2025, 26 de noviembre). SÓLIDA presents its White Paper on Wind Repowering. Sólida. https://solida.com.es

Sorte, S., Martins, N., Oliveira, M. S. A., et al. (2023). Unlocking the Potential of Wind Turbine Blade Recycling: Assessing Techniques and Metrics for Sustainability. Energies, 16(22), 7624. https://doi.org/10.3390/en16227624

Sproul, E. G., et al. (2024). Environmental and Economic Assessment of Wind Turbine Blade End-of-Life Options. ACS Sustainable Resource Management.

Strategic Energy Europe. (2025a, 16 de enero). Spain would avoid the construction of 4 GW of new wind capacity thanks to repowering. Strategic Energy Europe.

Strategic Energy Europe. (2025b, 10 de junio). Wind, solar and repowering: RWE lands at FES Iberia 2025 with 750 MW in operation in Spain. Strategic Energy Europe.

Strategic Energy Europe. (2026, 11 de febrero). Spain starts 2026 with renewables supplying over 56% of power mix. Strategic Energy Europe.

Sun, Y., et al. (2024). Impact of Process Technology on Properties of Large Wind Turbine Blade Composite Spar Caps. Energies.

Swancor. (2023). Strategic collaboration with Siemens Gamesa on recyclable blades.

Tayebi, S. T., et al. (2024). Waste Management of Wind Turbine Blades. Sustainability, 16(11), 4517.

Transcript IQ. (2025). Wind Turbine Blade Recycling: Mechanical vs Chemical Processing Economics (MEA Focus). Nextyn.

Triantaphyllou, E. (2000). Multi-Criteria Decision Making Methods: A Comparative Study. Kluwer Academic Publishers.

Veers, P., Dykes, K., Lantz, E., Barth, S., Bottasso, C. L., Carlson, O., ... & Wiser, R. (2019). Grand challenges in the science of wind energy. Science, 366(6464), eaau2027. https://doi.org/10.1126/science.aau2027

Vestas. (2023). Vestas unveils circularity solution to end landfill for turbine blades. Vestas Wind Systems A/S.

WindEurope. (2023). Wind energy in Europe: 2022 statistics and the outlook for 2023–2027. WindEurope.

WindEurope. (2025a, 5 de septiembre). Repowering Europe's wind farms – opportunities and obstacles. Green Dealflow / WindEurope.

WindEurope. (2025b, 3 de septiembre). WindEurope reports slower wind build-out in 2025 despite rising investments. WindTech International.

WindEurope. (2025c, 14 de noviembre). Where do wind turbine blades go when they are decommissioned? WindEurope.

WindEurope. (2025d, 21 de julio). Presentations - WindEurope EoLIS 2025. WindEurope.

WindEurope. (2026a, 26 de febrero). WindEurope reports 19.1 GW new wind capacity in Europe in 2025, total reaches 304 GW. WindTech International.

Xu, Y., et al. (2025). Upcycling of end-of-life wind turbine blades. Journal of Cleaner Production.

Zhang, B., et al. (2024). Pyrolysis process and products characteristics of glass fiber/epoxy composites from waste wind turbine blades. Composites Science and Technology.

Zhang, W., et al. (2023). Sustainable transformation of end-of-life wind turbine blades. Journal of Cleaner Production.

Zhang, Y., Van Caneghem, J., Pontikes, Y., et al. (2025). Environmental and economic assessment of mechanical recycling of end-of-life wind turbine blades into rebars and comparison with conventional disposal routes. Composites Part A, 190, 108711. https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2025.108711

Zhao, Y., Wang, M., Lin, J., et al. (2025). Exploring recycling strategies for retired wind turbine blades: The impact of policy subsidies and technological investments using a game-theoretic approach. Journal of Cleaner Production, 490, 144628. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.144628