

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE
VALORIZACIÓN DEL COMPOST
COMUNITARIO COMO FERTILIZANTE
ORGÁNICO PARA SISTEMAS DE
AGRICULTURA REGENERATIVA EN LA
MANCOMUNIDAD DEL XARPOLAR
(ALICANTE)**

ADRIÁN MATURANO RUIZ

2026



UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Se autoriza al alumno **D. Adrián Maturano Ruiz**, a realizar el Trabajo Fin de Máster titulado: “Evaluación del potencial de valorización del compost comunitario como fertilizante orgánico para sistemas de agricultura regenerativa en la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante)”, bajo la dirección de D. Raul Moral Herrero y D^a Fuensanta García Orenes, debiendo cumplir las normas establecidas para la redacción del mismo que están a su disposición en la página Web específica del Master.

Orihuela, 28 de julio de 2026

La Directora del Máster Universitario de Investigación en Gestión, Tratamiento y Valoración de Residuos Orgánicos

Fdo.: Concepción Paredes Gil

TRIBUNAL	
FECHA:	
PRESIDENTE:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:
VOCAL:	FIRMA:



ESCUELA POLITECNICA SUPERIOR DE ORIHUELA

**Máster Universitario de Investigación en
Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos**



**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE VALORIZACIÓN DEL
COMPOST COMUNITARIO COMO FERTILIZANTE
ORGÁNICO PARA SISTEMAS DE AGRICULTURA
REGENERATIVA EN LA MANCOMUNIDAD DEL
XARPOLAR (ALICANTE)**

Vº Bº DIRECTOR

Vº Bº CODIRECTOR

Raúl Moral Herrero

Fuensanta García Orenes

ALUMNO

Adrián Maturano Ruiz

REFERENCIAS DEL TRABAJO FIN DE MASTER

IDENTIFICACIONES

Autor: Adrián Maturano Ruiz

Título: Evaluación del potencial de valorización del compost comunitario como fertilizante orgánico para sistemas de agricultura regenerativa en la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante)

Title: Evaluation of the potential valorization of community compost as an organic fertilizer for regenerative agriculture systems in the Xarpolar Municipal Association (Alicante, Spain)

Director/es del TFM: Raúl Moral Herrero; Fuensanta García Orenes

Año: 2026

Titulación: Máster Universitario en Gestión, Tratamiento y Valorización de Residuos Orgánicos

Tipo de proyecto: Trabajo Fin de Máster

Palabras claves: biorresiduos; compostaje comunitario; fertilización orgánica; materia orgánica del suelo; agricultura regenerativa; economía circular

Keywords: biowaste; community composting; organic fertilization; soil organic matter; regenerative agriculture; circular economy

Nº citas bibliográficas: 83

Nº de planos: 0

Nº de tablas: 17

Nº de figuras: 14

Nº de anexos: 4



RESUMEN

Se evaluó el potencial de valorización agronómica del compost comunitario de la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante) mediante un modelo dinámico de balances de nitrógeno (N) y materia orgánica (MO) a 25 años, integrado con información territorial y económica. Se compararon fertilizantes minerales y orgánicos, tres estrategias de manejo y dos objetivos de dosificación: cubrir N o mantener la MO inicial. La producción local potencial se estimó en 262,7 t año⁻¹ y cubrió menos del 1 % de la demanda territorial. El retorno de poda y la cubierta vegetal redujeron la dosis de compost y los excedentes potenciales de N. La priorización mediante dominancia de Pareto y el análisis económico mostraron que la valorización efectiva requiere integrar manejo agrícola, disponibilidad territorial, gestión de residuos y costes.

ABSTRACT

This study assessed the agronomic valorization potential of community compost from the Xarpolar Municipal Association (Alicante, Spain) using a 25-year dynamic nitrogen (N)–organic matter (OM) balance model integrated with spatial and

economic information. Mineral and organic fertilizers, three management strategies, and two application objectives were compared: meeting crop N demand or maintaining initial soil OM. Potential local compost production was estimated at 262.7 t yr⁻¹, supplying less than 1% of territorial demand. Pruning-residue return and cover cropping reduced compost requirements and potential N surpluses. Pareto-dominance allocation and the economic analysis showed that effective valorization depends on the joint consideration of agricultural management, territorial resource availability, waste-management configuration, and costs.



INFORME DE EVALUACIÓN DE INVESTIGACIÓN RESPONSABLE DE 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)

Elche, a 10 de mayo del 2026

Nombre del tutor/a	Raúl Moral Herrero
Nombre del alumno/a	Adrián Maturano Ruiz
Tipo de actividad	2. Sin implicaciones ético-legales
Título del 2. TFM (Trabajo Fin de Máster)	Evaluación del potencial de valorización del compost comunitario como fertilizante orgánico para sistemas de agricultura regenerativa en la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante).
Código/s GIS estancias	
Evaluación Riesgos Laborales	No solicitado/No procede
Evaluación Ética	No solicitado/No procede
Registro provisional	260510213056
Código de Investigación Responsable	TFM.MGT.RMH.AMR.260510
Caducidad	2 años

Una vez atendidas las observaciones/condiciones mencionadas en el informe adjunto del Servicio de Prevención de Riesgos Laborales, en caso de que las hubiera, se considera que el presente proyecto/contrato/prestación de servicios carece de riesgos laborales significativos para las personas que participan en el mismo, ya sean de la UMH o de otras organizaciones y, por tanto, es conforme.

La necesidad de evaluación ética del trabajo titulado: **Evaluación del potencial de valorización del compost comunitario como fertilizante orgánico para sistemas de agricultura regenerativa en la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante)**, ha sido realizada en base a la información aportada en el formulario online: "TFG/TFM: Solicitud Código de Investigación Responsable (COIR)" y "Condiciones de prevención de riesgos laborales" (si procede). Es importante destacar que si la información aportada en dichos formularios no es correcta este informe no tiene validez.

Por todo lo anterior, **se autoriza** la realización de la presente actividad.

Atentamente,

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento al personal gestor y administrativo del Consorcio TERRA y de la Mancomunitat de Municipis El Xarpolar por facilitar la información necesaria sobre gestión de residuos utilizada en este trabajo. Agradezco igualmente a las corporaciones municipales y a los operarios responsables del compostaje de los municipios del Xarpolar su colaboración, su interés y el trabajo cotidiano que desarrollan en favor de una gestión más sostenible de los biorresiduos.

Quiero hacer una mención especial a los municipios de Agres, Alfafara, Benifallim, Fageca, Gaianes, l'Orxa y Quatretondeta, que en 2025 eran pioneros en la Mancomunidad en el desarrollo de programas de compostaje comunitario. Haber podido formar parte de estos programas me ha proporcionado la experiencia y el contexto necesarios para plantear este estudio. Asimismo, agradezco especialmente al Ayuntamiento de Beniarrés la información facilitada sobre las propiedades del compost comunitario, fundamental para caracterizar el producto empleado en el modelo.

Espero que este trabajo pueda resultar útil e inspirador para que otros municipios y entidades de gestión, junto con agricultores y ciudadanía, continúen avanzando hacia una gestión integrada y sostenible de los recursos, incluyendo el desarrollo y consolidación del compostaje comunitario como herramienta de valorización local de los biorresiduos.

RESUMEN

Los biorresiduos municipales constituyen una corriente con potencial para recuperar materia orgánica (MO) y nutrientes, pero su valorización agronómica depende de la función del compost, del manejo agrícola, de su disponibilidad territorial y de los costes de gestión. Este trabajo evaluó el potencial de valorización del compost de la Mancomunidad del Xarpolar (Alicante) mediante un modelo dinámico de balances de nitrógeno (N) y MO a 25 años, integrado con información territorial y económica. Se compararon un fertilizante inorgánico, un fertilizante orgánico comercial, un compost comercial y el compost del Xarpolar bajo manejo tradicional, retorno de poda y retorno de poda con cubierta vegetal, con dos objetivos de dosificación: cubrir la demanda de N o mantener la MO inicial. La producción local se estimó en 262,7 t año⁻¹. Todos los fertilizantes pudieron cubrir la demanda de N, pero la fertilización orientada exclusivamente a este nutriente no garantizó el mantenimiento de la MO. Al imponer este objetivo aumentaron las dosis y aparecieron excedentes potenciales de N. En el compost del Xarpolar, el manejo con poda y cubierta redujo la dosis necesaria para mantener la MO de 12,52 a 4,50 t ha⁻¹ año⁻¹ y el excedente de N de 30,4 a 5,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹. La disponibilidad local cubrió menos del 1 % de la demanda territorial, por lo que se evaluó su priorización mediante dominancia de Pareto. El análisis económico mostró que el compostaje comunitario puede disponer de un margen operativo relevante frente a alternativas centralizadas, aunque su viabilidad requiere registrar costes reales. En conjunto, la valorización efectiva depende de integrar gestión de biorresiduos, manejo del suelo, disponibilidad territorial y economía; el compost local puede contribuir al cierre de ciclos sin implicar autosuficiencia territorial.

ABSTRACT

Municipal biowaste represents a potential source of recoverable organic matter (OM) and nutrients, but its agronomic valorization depends on compost function, agricultural management, territorial availability, and management costs. This study assessed the valorization potential of compost produced in the Xarpolar Municipal Association (Alicante, Spain) using a 25-year annual dynamic nitrogen (N)–OM balance model integrated with spatial, soil, crop-production, waste, and economic data. An inorganic fertilizer, a commercial organic fertilizer, a commercial compost, and Xarpolar compost were compared under conventional management, pruning-residue return, and pruning-residue return combined with cover cropping, using two application objectives: meeting crop N demand or maintaining initial soil OM. Local compost production potential was estimated at 262.7 t yr⁻¹. All fertilizers could meet crop N demand; however, N-based fertilization alone did not ensure OM maintenance. Imposing the OM constraint increased application rates and generated potential N surpluses. For Xarpolar compost, combining pruning residues and cover crops reduced the rate required to maintain OM from 12.52 to 4.50 t ha⁻¹ yr⁻¹ and decreased mean N surplus from 30.4 to 5.4 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. Local production supplied less than 1% of territorial compost demand, so allocation priorities were explored through Pareto dominance. The economic analysis indicated that community composting may retain a substantial operating-cost margin compared with centralized alternatives, although actual viability requires site-specific operating-cost records. Overall, effective valorization requires integrated consideration of biowaste management, soil management, territorial resource availability, and economics; local compost can contribute to closing nutrient and organic-matter cycles without implying territorial self-sufficiency.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	4
1.1. Residuos, recursos y valorización en un contexto de cambio global	4
1.2. Biorresiduos y compostaje: del residuo a un recurso agronómico..	6
1.3. Materia orgánica, nitrógeno y función agronómica del compost	7
1.4. Manejo agrícola y cierre interno de los ciclos de materia orgánica.	9
1.5. Escala territorial y gestión centralizada o de proximidad de los biorresiduos	10
1.6. De la valorización potencial a la valorización efectiva: disponibilidad, economía y decisión	11
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. Objetivo general.....	14
2.2. Objetivos específicos	14
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Área de estudio.....	15
3.2. Datos de entrada y parametrización del modelo	16
3.2.1. Información agrícola	18
3.2.2. Propiedades del suelo	20
3.2.3. Biorresiduos y producción potencial de compost	21
3.2.4. Fertilizantes y compost	22
3.3. Modelo dinámico de balance de nitrógeno y materia orgánica	25
3.3.1. Mineralización de la materia orgánica del suelo.....	25
3.3.2. Aportes de materia orgánica asociados al manejo.....	26
3.3.3. Aporte de nitrógeno de los fertilizantes	28
3.3.4. Cálculo de la dosis por restricción de N (DN).....	29
3.3.5. Cálculo de la dosis por restricción de materia orgánica (DMO)	29
3.3.6. Criterios de fertilización y actualización anual	30
3.4. Escenarios de fertilización y manejo	31

3.5. Disponibilidad local y escenarios de abastecimiento de compost.	31
3.6. Evaluación económica	33
3.7. Variables de respuesta y análisis comparativo.....	36
3.8. Software y asistencia computacional	37
4. Resultados	39
4.1. Caracterización territorial, agrícola y edáfica.....	39
4.2. Resultados del modelo dinámico N–MO	43
4.2.1. Fertilización orientada a cubrir la demanda de N	43
4.2.2. Fertilización orientada al mantenimiento de la materia orgánica	44
4.2.3. Contrastes espaciales entre fertilización, manejo y objetivos	45
4.3. Disponibilidad, eficiencia y priorización del compost del Xarpolar	49
4.4. Resultados económicos de los escenarios de gestión y fertilización	53
4.5. Comparación multidimensional de fertilizantes, manejos y objetivos	55
5. DISCUSIÓN	61
5.1. Capacidad agronómica del compost: fertilización nitrogenada frente al mantenimiento de la materia orgánica	61
5.2. El manejo agrícola modifica la función y la demanda de compost	63
5.3. Disponibilidad del CXAR y capacidad real de cerrar ciclos a escala territorial.....	64
5.4. Priorización del recurso: eficiencia unitaria, estructura territorial y compromisos agronómicos	66
5.5. Economía de la valorización: distribución de costes, valor agronómico y posibilidades de cofinanciación	67
5.6. De la circularidad de residuos a la circularidad del sistema productivo	69
5.7. Limitaciones, incertidumbres y transferibilidad del modelo	71
6. CONCLUSIONES	74
7. BIBLIOGRAFÍA	76

8. ANEXOS.....	87
----------------	----



1. INTRODUCCIÓN

1.1. Residuos, recursos y valorización en un contexto de cambio global

La intensificación del uso de recursos naturales y la generación de residuos forman parte de un mismo problema de sostenibilidad. La extracción mundial de recursos se ha triplicado durante las últimas cinco décadas y pasó de aproximadamente 30 a 106 mil millones de toneladas entre 1970 y 2020; de mantenerse las tendencias actuales, podría aumentar otro 60 % hacia 2060. La extracción y el procesamiento de recursos explican además más del 60 % de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero y una parte sustancial de los impactos asociados a contaminación atmosférica, pérdida de biodiversidad, estrés hídrico y transformación del territorio (UNEP & IRP, 2024). En este contexto de cambio global, la gestión de residuos no constituye un problema aislado, sino una manifestación adicional de sistemas de producción y consumo que movilizan cantidades crecientes de materiales y energía.

La dimensión del flujo de residuos municipales ilustra la magnitud del reto. En 2023 se generaron aproximadamente 2,1 mil millones de toneladas de residuos sólidos municipales en el mundo y, en ausencia de cambios sustanciales, la generación podría alcanzar 3,8 mil millones de toneladas en 2050 (UNEP & ISWA, 2024). El coste directo mundial de la gestión de residuos municipales se estimó en 252 mil millones de dólares en 2020 y ascendió a 361 mil millones al incorporar externalidades asociadas a contaminación, salud y cambio climático (UNEP & ISWA, 2024); esta última cifra representa alrededor del 0,4 % del PIB mundial de ese mismo año, estimado en 86,1 billones de dólares (World Bank, 2026). Más allá del residuo municipal, el flujo de biomasa asociado al sistema alimentario es todavía mayor: aproximadamente el 13,2 % de los alimentos se pierde después de la cosecha y antes del comercio minorista y un 19 % adicional se desperdicia en la venta, la restauración y los hogares (FAO, 2026). A ello se suman corrientes vegetales que no forman parte de estas estadísticas de alimento perdido o desperdiciado: solo los residuos de cultivo superan los 5 mil millones de toneladas anuales a escala mundial (Shinde et al., 2022). Aunque estas categorías no son directamente aditivas —y una parte de los residuos agrícolas se reutiliza—, su magnitud evidencia que los flujos orgánicos derivados de producir, transformar, distribuir y consumir alimentos

constituyen una fracción material de primer orden y un ámbito especialmente relevante para estrategias de prevención, reciclado y retorno de nutrientes.

Frente a esta presión, las políticas de sostenibilidad han evolucionado desde una concepción centrada en la eliminación hacia estrategias orientadas a prevenir la generación, prolongar el uso de los materiales y recuperar su valor. La economía circular plantea precisamente mantener durante el mayor tiempo posible el valor de productos, materiales y recursos, reducir el consumo de materias primas y minimizar la generación de residuos y sus impactos (European Commission, 2020; Ley 7/2022). En la jerarquía europea de residuos, la prevención ocupa la posición prioritaria, seguida de la preparación para la reutilización y el reciclado, mientras que otras formas de valorización y, finalmente, la eliminación ocupan niveles inferiores (Directiva 2008/98/CE; Directiva (UE) 2018/851). La valorización tiene además un significado funcional preciso: el residuo debe servir a una finalidad útil sustituyendo materiales que de otro modo habrían sido empleados para cumplir esa función. En el caso de los biorresiduos, su transformación biológica y el posterior uso agronómico del producto pueden constituir una forma de reciclado material al devolver carbono y nutrientes a los sistemas productivos (Directiva 2008/98/CE; Cao et al., 2023). Esta transición, por tanto, no implica únicamente sustituir una tecnología de tratamiento por otra, sino reconectar flujos materiales que tradicionalmente se han gestionado de forma separada y convertir la recuperación de recursos en una parte funcional del sistema económico y territorial.

Sin embargo, la transformación de un residuo en un producto técnicamente aprovechable no garantiza por sí sola una valorización efectiva. La propia jerarquía de residuos exige considerar el resultado ambiental global mediante una perspectiva de ciclo de vida y contempla, junto con la protección de los recursos, la viabilidad técnica y económica y los impactos ambientales, sociales y sobre la salud (Directiva 2008/98/CE). En los biorresiduos, la literatura reciente coincide en que la elección entre sistemas centralizados y descentralizados y el valor final del compost dependen de una combinación de calidad del producto, eficiencia del proceso, transporte, escala, costes, destino y capacidad real de sustituir fertilizantes o enmiendas (de Souza & Drumond, 2022; Cao et al., 2023; De Boni et al., 2022; Oviedo et al., 2025). Para que la recuperación de

materiales pueda sostenerse en el tiempo es necesario considerar de forma conjunta las propiedades y funciones del recurso obtenido, los impactos ambientales asociados a su producción y uso, la disponibilidad y continuidad del flujo, las características del sistema receptor, la escala territorial y logística en la que se gestiona y su capacidad para integrarse de forma económicamente realista frente a las alternativas existentes. Esta perspectiva multidimensional resulta especialmente pertinente para los biorresiduos municipales, cuya valorización puede conectar directamente la gestión urbana o municipal de residuos con el mantenimiento de la fertilidad y de los recursos edáficos en sistemas agrícolas próximos.

1.2. Biorresiduos y compostaje: del residuo a un recurso agronómico

La normativa española define los biorresiduos como los residuos biodegradables vegetales procedentes de hogares, jardines, parques y servicios, junto con los residuos alimentarios y de cocina y otros residuos comparables de la industria alimentaria. La Ley 7/2022 establece su separación y reciclado en origen mediante compostaje doméstico o comunitario, o su recogida separada y posterior tratamiento biológico, con especial atención al compostaje en entidades locales de pequeña población. Este marco deriva de la Directiva (UE) 2018/851, que exige que los biorresiduos sean separados y reciclados en origen o recogidos separadamente, y adquiere una relevancia particular en la Comunitat Valenciana, donde la Ley 5/2022 promueve expresamente el compostaje doméstico y comunitario como instrumento de gestión local (Directiva (UE) 2018/851; Ley 7/2022; Ley 5/2022).

El compostaje es un proceso biooxidativo controlado en el que la materia orgánica biodegradable se mineraliza parcialmente y se transforma en un material estabilizado, higienizado y con características húmicas. Su interés reside en que combina una función de tratamiento de residuos con la producción de una enmienda susceptible de retornar materia orgánica y nutrientes al suelo (Bernal et al., 2017). La calidad del producto final depende, no obstante, de la naturaleza de los materiales de partida y del control del proceso, de modo que estabilidad, madurez, contenido de

nutrientes, materia orgánica, higienización y presencia de contaminantes condicionan su aptitud para distintos usos (Bernal et al., 2017; Cao et al., 2023).

Esta doble condición —producto del tratamiento de un residuo y recurso para el suelo— convierte al compost en un elemento de conexión entre los ciclos urbanos y agrícolas de materia y nutrientes. A escala global, el compost procedente de residuos municipales se emplea como acondicionador del suelo, fuente parcial de nutrientes y vía de retorno de carbono, aunque su composición y sus efectos varían ampliamente con el origen del residuo, el proceso y las condiciones de aplicación (Cao et al., 2023). En sistemas descentralizados españoles se ha demostrado además que el compostaje de biorresiduos separados en origen puede producir compost estable, higienizado y con propiedades agronómicas adecuadas cuando el proceso se controla correctamente (Álvarez-Alonso et al., 2024).

Por ello, la valorización agrícola del compost no puede inferirse únicamente a partir de la cantidad de biorresiduo desviada de otras vías de tratamiento. Es necesario caracterizar el producto obtenido y relacionar su composición con las funciones que puede desempeñar en el sistema receptor. Esta exigencia es especialmente importante cuando el compost pretende sustituir parcialmente fertilizantes o enmiendas comerciales, ya que su valor depende tanto de los nutrientes disponibles como de la fracción orgánica que permanece en el suelo y de la evolución temporal de ambos componentes.

1.3. Materia orgánica, nitrógeno y función agronómica del compost

La materia orgánica del suelo constituye un componente central de la fertilidad porque interviene en la estructura, la retención de agua, la capacidad de intercambio, la actividad biológica y el almacenamiento y suministro de nutrientes. En los agroecosistemas mediterráneos, caracterizados por temperaturas elevadas, periodos secos prolongados y frecuentes contenidos bajos de carbono orgánico, mantener o aumentar las reservas de materia orgánica constituye además una estrategia relevante para mejorar la resiliencia del suelo (Moukanni et al., 2022). El balance de materia orgánica depende de la relación entre las entradas de biomasa y

enmiendas y las pérdidas derivadas principalmente de la mineralización, por lo que su evaluación requiere una perspectiva temporal.

El compost puede contribuir a este balance mediante una fracción orgánica relativamente estabilizada. Las aplicaciones repetidas de enmiendas orgánicas pueden incrementar el carbono orgánico del suelo y modificar propiedades físicas, químicas y biológicas, aunque la magnitud del efecto depende del producto, la dosis, el suelo y el tiempo transcurrido (Kätterer et al., 2014; Reimer et al., 2023). La persistencia de una parte del carbono aportado explica que el compost pueda desempeñar una función de enmienda distinta de la de un fertilizante mineral y que su evaluación agronómica deba considerar no solo la respuesta inmediata del cultivo, sino también la evolución del stock de materia orgánica.

La dinámica del nitrógeno introduce una segunda escala temporal. En los compost maduros, una proporción importante del N se encuentra en formas orgánicas y su disponibilidad durante el año de aplicación suele ser limitada; el N no mineralizado puede incorporarse a reservorios del suelo y contribuir al suministro en años posteriores (Amlinger et al., 2003; Sullivan et al., 2003). Estudios de seguimiento a largo plazo confirman que la fertilización con compost puede modificar la mineralización potencial de N y los balances de nutrientes durante periodos prolongados (Reimer et al., 2023). En consecuencia, valorar el compost únicamente por su concentración de N total puede sobreestimar su efecto fertilizante inmediato y, al mismo tiempo, infravalorar su contribución residual.

Esta combinación de una función fertilizante y otra enmendante genera una cuestión fundamental para definir la dosis. La cantidad de compost necesaria para satisfacer la demanda anual de N de un cultivo no tiene por qué coincidir con la necesaria para compensar las pérdidas de materia orgánica del suelo. Una dosificación orientada exclusivamente al N puede resultar insuficiente para mantener el stock orgánico, mientras que una aplicación dimensionada para reponer materia orgánica puede aportar N por encima de la demanda del cultivo, especialmente cuando se acumulan contribuciones residuales de aplicaciones anteriores. La evaluación conjunta de ambos balances permite, por tanto, identificar compromisos que permanecen ocultos cuando fertilización y conservación de la materia orgánica se analizan por separado.

1.4. Manejo agrícola y cierre interno de los ciclos de materia orgánica

En los sistemas agrícolas la necesidad de aportes externos no depende sólo de la demanda de fertilización del cultivo y la materia orgánica del suelo, sino que lo hace también del manejo de la biomasa producida dentro del propio agroecosistema. En los cultivos leñosos mediterráneos, los restos de poda constituyen un flujo recurrente de biomasa que puede retirarse, quemarse, destinarse a otros usos o triturarse y permanecer en la parcela. Del mismo modo, las cubiertas vegetales modifican las entradas de carbono, la protección del suelo y los ciclos de nutrientes. Considerar estos flujos internos es esencial para evitar atribuir al fertilizante una función de reposición de materia orgánica que puede ser cubierta parcialmente por el propio sistema agrícola.

En los últimos años, prácticas como el mantenimiento de cubiertas, la reducción de la perturbación del suelo y el retorno de residuos vegetales se han agrupado con frecuencia bajo el término agricultura regenerativa. No existe, sin embargo, una definición científica única del concepto (Newton et al., 2020). Por ello, resulta más robusto evaluar prácticas concretas que asumir que una etiqueta de manejo implica necesariamente determinados efectos. En este sentido, varias prácticas asociadas a agricultura regenerativa pueden incrementar el carbono del suelo, aunque sus efectos sobre producción y otros servicios no son uniformes (Jordon et al., 2022).

En ambientes mediterráneos, las cubiertas vegetales presentan especial interés por su capacidad para aumentar las entradas de biomasa y favorecer la conservación de carbono, si bien su resultado depende del clima, el suelo, las especies y el manejo de la cubierta (Moukanni et al., 2022). En olivares mediterráneos de secano se han observado aumentos o redistribuciones favorables del carbono orgánico bajo manejo con cubierta vegetal, y trabajos recientes confirman que las cubiertas espontáneas pueden incrementar los stocks de carbono y nitrógeno del suelo respecto a sistemas sin cubierta (Vicente-Vicente et al., 2017; Pareja-Sánchez et al., 2024). El retorno de los restos de poda constituye una vía complementaria de cierre interno del ciclo de carbono. En olivares españoles, la aplicación de poda triturada como acolchado puede mejorar propiedades del suelo y, cuando el aporte

acumulado es suficiente, incrementar el carbono orgánico del horizonte superficial (Taguas et al., 2021). Además, ensayos realizados bajo diferentes condiciones edafoclimáticas muestran que la combinación de cubiertas espontáneas y poda triturada favorece la acumulación de carbono orgánico frente al laboreo, reforzando el interés de considerar conjuntamente ambas prácticas en cultivos leñosos mediterráneos (Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2024).

Desde la perspectiva de la valorización del compost, estas prácticas no constituyen un escenario independiente, sino un condicionante directo de su demanda. El retorno de poda y la cubierta aportan materia orgánica generada dentro de la explotación, mientras que el compost representa un flujo externo procedente del sistema de gestión de biorresiduos. Analizar ambos conjuntamente permite determinar en qué medida el cierre interno de ciclos reduce la dependencia de enmiendas externas y si el papel del compost cambia desde una función principalmente enmendante hacia una función más vinculada al suministro de nutrientes.

1.5. Escala territorial y gestión centralizada o de proximidad de los biorresiduos

La escala espacial en la que se organiza la gestión condiciona tanto los impactos como los costes de valorización. Los sistemas centralizados permiten concentrar el tratamiento y aprovechar economías de escala, pero requieren recoger y transportar los biorresiduos hasta instalaciones específicas. En territorios rurales, con núcleos pequeños y dispersos, la distancia y la baja densidad de generación pueden aumentar el peso relativo de estas operaciones. El compostaje descentralizado plantea una alternativa basada en tratar una parte de la materia orgánica cerca de su lugar de generación y utilizar el compost en el propio entorno, reduciendo la longitud del ciclo material (Sánchez, 2022; de Souza & Drumond, 2022).

La literatura reciente muestra que no existe una única configuración de compostaje descentralizado. Los sistemas domésticos, comunitarios o de pequeña escala deben adaptarse a la densidad de población, tipología de vivienda, disponibilidad de estructurante, organización de la recogida y capacidad de seguimiento. En Galicia, Alves et al. (2024) mostraron que

distintas estrategias de compostaje comunitario pueden producir compost de calidad y que la estructura territorial y poblacional condiciona el diseño del sistema. En la Comunitat Valenciana, Álvarez-Alonso et al. (2024) comprobaron la reproducibilidad del proceso en condiciones reales de compostaje descentralizado y la obtención de productos aptos para uso agronómico.

La proximidad, no obstante, no debe asumirse automáticamente como sinónimo de menor impacto o menor coste. El resultado depende de la tecnología, las distancias evitadas, la intensidad de las operaciones, la mano de obra, el control del proceso y el destino del compost. Evaluaciones mediante análisis de ciclo de vida y análisis económico muestran que los beneficios potenciales del compostaje comunitario pueden proceder tanto de evitar tratamientos y transportes como de sustituir productos mediante el compost obtenido, pero también que las operaciones locales y la gestión del proceso pueden representar contribuciones relevantes (Keng et al., 2020; Liao et al., 2023).

Para el contexto español existe ya evidencia económica directamente aplicable a municipios rurales. Oviedo et al. (2025) evaluaron durante varios años un sistema de compostaje comunitario descentralizado en un municipio de Cataluña y compararon diferentes configuraciones operativas con el modelo centralizado previo. Sus resultados muestran que la mecanización y la organización del proceso modifican de forma sustancial los costes de operación y que el compostaje descentralizado puede constituir una alternativa tecno-económica viable para pequeñas y medianas poblaciones. Este tipo de evidencia refuerza la necesidad de comparar escenarios concretos y no de atribuir a priori una ventaja económica a la centralización o a la gestión local.

1.6. De la valorización potencial a la valorización efectiva: disponibilidad, economía y decisión

La integración de las dimensiones anteriores conduce a una distinción entre potencial técnico y valorización efectiva. Que un biorresiduo pueda transformarse en compost de calidad demuestra la existencia de una vía de recuperación, pero no determina qué proporción del producto puede

absorber el territorio, qué función agronómica desempeñará, qué recursos sustituirá ni si la estrategia es sostenible económica y ambientalmente. Las revisiones recientes sobre compost de residuos municipales insisten precisamente en que maximizar sus beneficios requiere considerar simultáneamente calidad del producto, ciclos de nutrientes, efectos sobre el suelo, riesgos ambientales y factores económicos (Cao et al., 2023; Bernal, 2026).

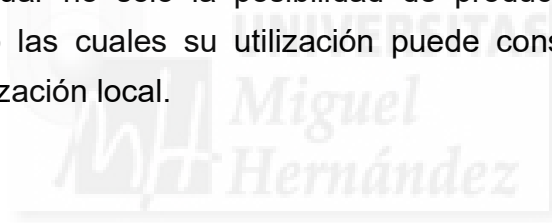
La disponibilidad del recurso añade una restricción frecuentemente omitida. En sistemas locales, la producción de compost está limitada por la cantidad y composición de los biorresiduos generados y por el rendimiento del proceso. Si la demanda agrícola potencial supera esa producción, el problema deja de ser únicamente cuánto compost necesita cada hectárea y pasa a incluir dónde utilizar una cantidad finita del recurso. La eficiencia de la asignación puede expresarse, por ejemplo, como superficie atendible por unidad de compost, pero una elevada eficiencia cuantitativa no garantiza necesariamente el mayor beneficio agronómico sobre la materia orgánica o el menor riesgo de excedentes de N.

La dimensión económica presenta una lógica similar. El coste del compost local no puede reducirse a un precio de mercado por tonelada, porque su producción está ligada a un servicio público de gestión de residuos que puede evitar costes de recogida, transporte o tratamiento. Al mismo tiempo, desde la perspectiva agrícola, el producto posee un valor de sustitución respecto a fertilizantes y enmiendas alternativas. La evaluación tecno-económica de sistemas descentralizados confirma que la viabilidad depende de cómo se contabilicen infraestructura, operación, transporte, tasas de tratamiento y valor del compost, y que estos factores pueden modificar la comparación entre escenarios (Oviedo et al., 2025).

Cuando deben considerarse simultáneamente criterios que no mejoran necesariamente en la misma dirección, la agregación en un único indicador puede ocultar los compromisos entre alternativas. En gestión ambiental, la optimalidad de Pareto permite identificar soluciones no dominadas sin imponer inicialmente ponderaciones entre objetivos: una alternativa permanece en el conjunto eficiente cuando no existe otra que sea al menos igual en todos los criterios y mejor en alguno de ellos (Kennedy et al., 2008; Emmerich & Deutz, 2018). Este enfoque no selecciona automáticamente una

única opción, sino que delimita el conjunto de alternativas entre las que una decisión posterior requiere explicitar preferencias adicionales.

Sobre esta base, la valorización agronómica de los biorresiduos en territorios rurales puede abordarse como un problema integrado de gestión de recursos. Resulta necesario cuantificar el flujo local disponible, caracterizar el compost obtenido, relacionar su N y su materia orgánica con las necesidades de los cultivos y del suelo, incorporar las entradas internas derivadas del manejo agrícola, contrastar la demanda con la disponibilidad territorial y comparar los costes de los modelos de gestión y de las alternativas de fertilización. La Mancomunidad del Xarpolar constituye un caso especialmente adecuado para este enfoque por combinar municipios pequeños y dispersos, una gestión supramunicipal de residuos, experiencias de compostaje comunitario y una amplia superficie agrícola susceptible de recibir el recurso recuperado. El presente trabajo integra estas dimensiones mediante un modelo dinámico N–MO y un análisis territorial y económico orientado a evaluar no solo la posibilidad de producir compost, sino las condiciones bajo las cuales su utilización puede constituir una estrategia efectiva de valorización local.



2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Evaluar el potencial de valorización agronómica de los biorresiduos municipales de la Mancomunidad del Xarpolar mediante su transformación en compost y aplicación a los principales cultivos del territorio, considerando conjuntamente las necesidades de fertilización nitrogenada y mantenimiento de la materia orgánica del suelo, diferentes estrategias de manejo agrícola y las implicaciones económicas asociadas a los modelos de gestión de los residuos.

2.2. Objetivos específicos

1. Caracterizar las principales variables agrícolas y edáficas del territorio, la generación potencial de biorresiduos y las propiedades agronómicas de los fertilizantes considerados, integrando esta información en una base de datos espacial para la parametrización del modelo.
2. Estimar las necesidades de fertilización y el balance de materia orgánica del suelo necesarios para satisfacer la demanda de nitrógeno de los cultivos o conservar el contenido inicial de materia orgánica, mediante el desarrollo y aplicación de un modelo dinámico de balance N–MO a 25 años.
3. Comparar el comportamiento agronómico de diferentes fuentes de fertilización y estrategias de manejo, evaluando la dosis necesaria, la satisfacción de la demanda de N, los déficits y excedentes nitrogenados y la evolución de la materia orgánica del suelo.
4. Evaluar el grado de cobertura de la demanda agrícola que puede alcanzarse con el compost producido a partir de los biorresiduos del Xarpolar y analizar su distribución territorial como base para orientar un uso prioritario del recurso local en función de las necesidades agronómicas y de su disponibilidad.
5. Comparar las implicaciones económicas de diferentes modelos de gestión de los biorresiduos y estrategias de fertilización, estimando sus costes, el ahorro potencial respecto a otros sistemas de gestión y el margen económico que podría destinarse a la implantación y mantenimiento del compostaje comunitario.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

La Mancomunidad del Xarpolar se localiza en las comarcas interiores y montañosas del norte de la provincia de Alicante. La entidad presta de forma conjunta los servicios de recogida y transporte de residuos urbanos en los 27 municipios que la integran. Para mantener un marco territorial homogéneo también en la fase de tratamiento, el estudio se restringió a los 24 municipios cuya gestión posterior corresponde al Consorcio de Residuos TERRA, adscrito al Plan Zonal VII, Área de Gestión A2. La fracción resto y la fracción orgánica de los municipios incluidos tienen como instalación de destino la planta de tratamiento de residuos y compostaje de Piedra Negra, situada en Jijona, de acuerdo con el Pliego de Prescripciones Técnicas Particulares (PPTP) del servicio de recogida de la Mancomunidad del Xarpolar.

Los 24 municipios incluidos fueron Agres, Alcoleja, Alcosser, Alfafara, Almudaina, Balones, Benasau, Beniarrés, Benifallim, Benilloba, Benillup, Benimarfull, Benimassot, Fageca, Famorca, Gaianes, Gorga, l'Alqueria d'Asnar, l'Orxa, Millena, Penàguila, Planes, Quatretondeta y Tollos. La delimitación administrativa se obtuvo de la cartografía oficial del Instituto Geográfico Nacional (IGN) y se mantuvo de forma homogénea en la preparación de la información agraria, edáfica, de residuos y económica.

La elección de este territorio como caso de estudio responde a la concurrencia de dos características relevantes para la valorización local de biorresiduos. Por un lado, se trata de un espacio de baja densidad de población y elevada dispersión territorial, circunstancias que incrementan la importancia relativa de las operaciones de recogida y transporte cuando los residuos deben desplazarse a instalaciones centralizadas. Por otro, la agricultura continúa ocupando una parte importante del territorio y ofrece un destino potencial próximo para la materia orgánica y los nutrientes recuperados mediante compostaje. En 2025, los 24 municipios considerados reunían 8.118 habitantes sobre 358,4 km², con una densidad media de 22,7 hab. km⁻²; el 29,6 % de la población tenía 65 o más años y 23 de los 24 municipios estaban incluidos en la relación autonómica de municipios en riesgo de despoblamiento (INE, 2025a, 2025b; Institut Cartogràfic Valencià [ICV], 2026).

La superficie clasificada como agrícola alcanzó 10.765,9 ha, aproximadamente el 30,0 % del ámbito de estudio. De esta superficie, el 95,8 % correspondió a clases de secano según la Cartografía de Ocupación del Suelo de la Comunitat Valenciana de 2023 (COSCV 2023; Institut Cartogràfic Valencià, 2023). El marcado predominio del secano permitió centrar la comparación agronómica en sistemas sometidos a condiciones de producción relativamente homogéneas.

3.2. Datos de entrada y parametrización del modelo

La información utilizada para construir el análisis procedió de fuentes cartográficas, estadísticas, analíticas, bibliográficas y administrativas. Se distinguieron, por una parte, variables de entrada obtenidas directamente para el territorio —superficie agrícola, rendimiento, propiedades edáficas, generación de residuos o composición del compost— y, por otra, parámetros necesarios para representar procesos que no podían medirse directamente, como los coeficientes de mineralización o humificación. La preparación de los datos se organizó en cinco bloques coherentes con el diagrama conceptual del estudio: información agrícola, propiedades del suelo, biorresiduos y producción potencial de compost, características de los fertilizantes y aspectos económicos. Este último bloque no constituye una entrada al balance dinámico N–MO, pero se combina posteriormente con sus resultados para calcular los indicadores económicos finales. Las principales variables, parámetros y fuentes se resumen en la Tabla 1; la formulación económica se desarrolla específicamente en el apartado 3.6.

Tabla 1. Síntesis de las principales variables y parámetros utilizados para construir el análisis, indicando su función y la fuente de procedencia. Siglas: IGN, Instituto Geográfico Nacional; COSCV, Cartografía de Ocupación del Suelo de la Comunitat Valenciana; SOC, carbono orgánico del suelo; CEC, capacidad de intercambio catiónico; MO, materia orgánica; N, nitrógeno; RSU, residuos sólidos urbanos; FORS, fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos; PPTP, Pliego de Prescripciones Técnicas Particulares.

Bloque / variable	Función en el modelo	Fuente	Referencia
Límites municipales	Delimitación del ámbito, asignación municipal y agregación territorial	Cartografía administrativa oficial	IGN, s. f.

Bloque / variable	Función en el modelo	Fuente	Referencia
Usos agrícolas y superficie	Delimitación de cultivos y cálculo de superficies	COSCV 2023	ICV, 2023
Rendimiento de cultivos	Producción de fruto por hectárea y base para demanda de N	Portal Agrari, serie provincial de Alicante 2010–2024	Generalitat Valenciana, s. f.
Requisitos de N por cultivo	Conversión de producción en demanda anual de N	Guía práctica de fertilización racional	García-Serrano Jiménez, 2010
Extracción de N de cubierta	Demanda de N asociada a la cubierta	Guía práctica de fertilización racional	García-Serrano Jiménez, 2010
SOC, N total, densidad aparente, textura, pH, CEC y fragmentos gruesos	Inicialización del stock de MO/N y caracterización de fertilidad	SoilGrids 2.0, 250 m	Poggio et al., 2021
Factor SOC → MO; interpretación C/N y textura; K_1/K_2	Conversión y parametrización de la dinámica de MO	Determinación analítica de parámetros de fertilidad y su interpretación	Sánchez-Báscones, 1998
RSU municipal 2025	Cuantificación del flujo de residuos del ámbito	Registros municipales de recepción/gestión	Consorcio TERRA, 2025a; información facilitada por la entidad
Composición de fracción resto	Estimación de FORS alimentaria y poda	Tres caracterizaciones de la fracción resto realizadas en 2025	Consorcio TERRA, 2025a; información facilitada por la entidad
Relación FORS:poda	Definición de la mezcla potencial de compostaje	Criterio operativo del sistema estudiado; contraste bibliográfico	Wang et al., 2024; Álvarez-Alonso et al., 2024
Reducción de masa en compostaje	Conversión de biorresiduos tratados a compost potencial	Hipótesis de proceso, contraste bibliográfico	Adhikari et al., 2009; Abdul Rahman et al., 2020; Álvarez-Alonso et al., 2024
Composición del compost Xarpolar	N y MO aportados por tonelada de producto fresco	Informe de ensayo M-25-2906/1, compost de Beniarrés	Analaqua, 2025; Información facilitada por el Ayuntamiento de Beniarrés

Bloque / variable	Función en el modelo	Fuente	Referencia
Mineralización de N del compost	N inmediato y residual por cohorte	Revisión y estudios de disponibilidad a medio plazo	Amlinger et al., 2003; Sullivan et al., 2003; Tran et al., 2012; Rigby et al., 2016
Biomasa de poda por cultivo	Entrada anual de biomasa al suelo en manejos regenerativos	Estudios específicos de cultivos leñosos mediterráneos	Velázquez-Martí et al., 2011a, 2011b, 2011c; Bilandžija et al., 2012
Efecto de cubiertas sobre C/MO	Entrada de biomasa y soporte conceptual del manejo	Estudios de cultivos leñosos mediterráneos	Vicente-Vicente et al., 2017; Pareja-Sánchez et al., 2024
IN, OR y CCOM	Composición, mineralización, MO y precio de productos comparativos	MAPA, fichas técnicas y bibliografía específica	MAPA, 2025; Den Ouden, s. f.; bibliografía específica (Anexo 1)
Recogida, transporte y tratamiento	Parametrización económica de E0–E3 y sensibilidad a impropios	PPTP, Estudio Económico y tarifas del Consorcio TERRA	Mancomunitat de Municipis El Xarpolar, s. f.-a, s. f.-b; Consorcio TERRA, 2025a
K ₁ poda y K ₁ cubierta	Conversión de la biomasa vegetal retornada en MO estable	Guía de interpretación de fertilidad	Sánchez-Báscones, 1998
Escenarios económicos	Cálculo posterior de costes, ahorro público y sensibilidad a impropios	PPTP, Estudio Económico y tarifas de tratamiento	Mancomunitat de Municipis El Xarpolar, s. f.-a, s. f.-b; Consorcio TERRA, 2025a

3.2.1. Información agrícola

La distribución de los usos agrícolas se obtuvo a partir de la COSCV 2023, trabajando en el sistema de referencia ETRS89 / UTM zona 30N (EPSG:25830). Los recintos agrícolas se recortaron al ámbito municipal y se calculó su superficie a partir de la geometría de los polígonos. Tras examinar la distribución de cultivos se seleccionaron las clases de secano con mayor representación territorial: frutales, olivar, frutos secos y viñedo, además de las combinaciones entre estas clases presentes en la cartografía. La

selección de cultivos de secano responde tanto a su predominio —el 95,8 % de la superficie agrícola del área de estudio— como al interés de comparar sistemas con condiciones generales de manejo más homogéneas, en los que el riego u otros factores asociados a sistemas intensivos no constituyeran una fuente adicional de variación en la estimación de la producción y la fertilización.

Para relacionar las clases cartográficas con las estadísticas agrarias se utilizaron cultivos de referencia, en base a los cultivos predominantes en la zona. El olivar y el viñedo se asociaron directamente con olivo y vid, mientras que la categoría de frutos secos se representó mediante almendro y la de frutales mediante cerezo. Esta correspondencia se utilizó para asignar al modelo los datos de producción, los requerimientos de N y los aportes de biomasa de poda, conservándose las denominaciones originales de la COSCV para la representación cartográfica. Las tasas de biomasa de poda utilizadas posteriormente se obtuvieron de estudios específicos para cultivos leñosos mediterráneos: Velázquez-Martí et al. (2011a, 2011b, 2011c) para olivar, almendro y viñedo, y Bilandžija et al. (2012) para frutales representados mediante cerezo. En las clases mixtas se combinaron los parámetros de los dos cultivos que formaban la clase.

Los rendimientos agrícolas se obtuvieron del Portal Agrari de la Generalitat Valenciana, utilizando la serie provincial de Alicante entre 2010 y 2024 para cerezo, almendro, olivo y vid (Generalitat Valenciana, s. f.). El rendimiento se expresó como producción de fruto por unidad de superficie ($\text{t ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) y se utilizó para caracterizar la producción esperable de cada cultivo. La evolución interanual de esta serie se conservó además como información descriptiva para evaluar la variabilidad productiva de los cultivos durante el periodo analizado.

Las necesidades de N de los cultivos se estimaron mediante los coeficientes de extracción y las recomendaciones de fertilización recogidas en la Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España (García-Serrano Jiménez, 2010). A partir del rendimiento de referencia y del requerimiento específico de cada cultivo se obtuvo la demanda anual de N por hectárea. La misma guía se utilizó para incorporar al balance una extracción de $32,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ asociada a la cubierta herbácea. En el modelo final esta demanda se mantuvo en todos los sistemas de manejo

para que las diferencias entre escenarios respondieran al retorno de biomasa al suelo y no a una reducción artificial de las necesidades nitrogenadas.

3.2.2. Propiedades del suelo

La caracterización edáfica se centró en las propiedades relacionadas con la fertilidad y las necesarias para inicializar los balances de N y MO: carbono orgánico del suelo (SOC), N total, densidad aparente, contenido de elementos gruesos, pH, capacidad de intercambio catiónico y fracciones granulométricas de arena, limo y arcilla. La información se obtuvo de la base de datos internacional SoilGrids 2.0, un producto global de cartografía digital de suelos con una resolución espacial aproximada de 250 m (Poggio et al., 2021). Se utilizaron las capas correspondientes a 0–5, 5–15 y 15–30 cm, integrándolas para representar el horizonte superficial de 0–30 cm.

Los valores ráster se extrajeron para los polígonos agrícolas definidos a partir de la COSCV. La densidad aparente, la profundidad del horizonte y la fracción de elementos gruesos se emplearon para transformar las concentraciones de carbono en existencias por unidad de superficie. El SOC se convirtió a materia orgánica mediante el factor 1,724 (factor convencional de Van Bemmelen), correspondiente a la conversión basada en un contenido medio del 58 % de C en la materia orgánica. Aunque su uso se atribuye habitualmente a Van Bemmelen (1890), una revisión histórica sitúa el origen del factor en trabajos anteriores de Emil Wolff y señala que Van Bemmelen lo empleó como «factor de Wolff» (Minasny et al., 2020). El valor se mantuvo por coherencia con la metodología recogida por Sánchez-Báscones (1998) y por su uso convencional en edafología. De esta forma se obtuvo el stock inicial de MO, expresado en t ha^{-1} para el perfil 0–30 cm, que constituyó una de las variables de estado del modelo.

El N total del suelo se utilizó junto con el SOC para caracterizar la relación C/N, mientras que las fracciones granulométricas permitieron asignar la clase textural. La relación C/N y la textura se emplearon como criterios de interpretación de la dinámica de la MO siguiendo la guía de Sánchez-Báscones (1998). En la parametrización final se adoptó un coeficiente anual de destrucción del humus $K_2 = 0,015 \text{ año}^{-1}$ y la fracción de

N asociada a la MO mineralizada se fijó en $0,05 \text{ kg N kg}^{-1} \text{ MO}$. Estos parámetros se aplicaron de forma homogénea en el horizonte de simulación para aislar el efecto de los escenarios de fertilización y manejo.

SoilGrids proporciona una base espacial continua adecuada para comparar el territorio a una escala regional, pero no sustituye a una caracterización analítica de las parcelas. Por este motivo, los valores edáficos se utilizaron como condiciones iniciales del modelo y los resultados se interpretaron como estimaciones territoriales y comparaciones entre escenarios, no como recomendaciones de abonado para explotaciones individuales.

3.2.3. Biorresiduos y producción potencial de compost

La generación de residuos municipales de 2025 se obtuvo a partir de los registros de entrada de residuos y de las caracterizaciones de la fracción resto facilitados directamente por el Consorcio TERRA (información facilitada por la entidad). Para los 24 municipios analizados se contabilizaron $2.650,7 \text{ t año}^{-1}$ de residuos sólidos urbanos. La composición de la fracción resto se estimó a partir de tres caracterizaciones realizadas durante 2025 —6 de febrero, 28 de mayo y 19 de agosto—, que proporcionaron una proporción media del 16,52 % de restos de alimentos y del 13,76 % de restos de jardín y poda. Aplicando estas proporciones a la generación municipal se estimaron $437,9 \text{ t año}^{-1}$ de fracción alimentaria y $364,7 \text{ t año}^{-1}$ de poda y restos de jardín.

Para estimar la cantidad de biorresiduos potencialmente destinada a compostaje se adoptó una mezcla de dos partes de fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORS) alimentaria por una parte de poda, expresada en masa. Esta proporción reproduce el criterio operativo utilizado en el sistema de compostaje comunitario estudiado. Su plausibilidad se contrastó con trabajos de co-compostaje de residuos alimentarios y residuos verdes como estructurante (Wang et al., 2024) y con experiencias españolas de compostaje descentralizado en las que la fracción alimentaria se mezcla con restos de poda para mejorar la estructura y aireación del material (Álvarez-Alonso et al., 2024). Dado que la cantidad potencial de poda era superior a la necesaria para mantener la relación 2:1, se consideró

aprovechable toda la fracción alimentaria y una cantidad de poda equivalente a la mitad de esta, quedando el resto como biomasa no utilizada en esta mezcla.

La producción final de compost se estimó suponiendo una reducción del 55 % de la masa fresca introducida durante el proceso, equivalente a un rendimiento másico del 45 %. El valor se adoptó como una aproximación operativa central para dimensionar el recurso y se contrastó con la literatura, que describe pérdidas de masa importantes durante el compostaje de residuos alimentarios con materiales estructurantes (Adhikari et al., 2009; Abdul Rahman et al., 2020), así como una degradación sustancial de la materia orgánica en experiencias españolas de compostaje descentralizado de residuos alimentarios y poda (Álvarez-Alonso et al., 2024). Con esta hipótesis, la mezcla potencial de 583,9 t año⁻¹ de biorresiduos produciría 262,7 t año⁻¹ de compost en el Xarpolar. La poda excedentaria no incorporada a la mezcla se mantuvo fuera de esta estimación, aunque constituye una corriente adicional potencialmente valorizable mediante compostaje verde o trituración y retorno al suelo.

3.2.4. Fertilizantes y compost

La comparación agronómica incluyó un fertilizante inorgánico nitrogenado (IN), un fertilizante orgánico comercial (OR), un compost comercial (CCOM) y un compost de biorresiduos con las características analíticas disponibles para el Xarpolar. Para cada producto se definieron únicamente las propiedades que intervienen en los balances de N y MO: contenido de N mineral o directamente disponible, N orgánico, tasa de mineralización inmediata y residual del N orgánico, contenido de MO y coeficiente de humificación K_1 . Los valores utilizados y sus fuentes se resumen en la Tabla 2; las fichas comerciales y referencias complementarias empleadas para construir los productos representativos se recogen en el anexo de parametrización.

El fertilizante inorgánico se representó mediante una composición y precio medios obtenidos a partir de seis fertilizantes nitrogenados simples incluidos en las estadísticas de precios pagados por los agricultores del MAPA para 2025 (MAPA, 2025). Al tratarse de una fuente mineral, todo el N

considerado disponible se asignó al año de aplicación y no se le atribuyó aporte de MO. El fertilizante orgánico comercial se parametrizó a partir de un producto orgánico 4-3-3 de referencia y de coeficientes de mineralización compatibles con abonos orgánicos de características semejantes. El compost comercial se representó mediante un producto de referencia derivado de biorresiduos/FORM, con disponibilidad de N y aporte de MO propios de un compost maduro.

El compost utilizado como referencia para los escenarios de valorización del Xarpolar se parametrizó a partir del informe de ensayo M-25-2906/1 del lote de compost producido en Beniarrés en junio de 2025 y analizado por el laboratorio Analagua (información facilitada por el Ayuntamiento de Beniarrés). Las variables de interés para el modelo fueron humedad (65,5 %), materia orgánica (47,1 % sobre materia seca), carbono orgánico total (27,3 %), relación C/N (7,6), N total (3,86 % sobre materia seca), N amoniacal (0,25 %) y N orgánico (3,61 %), además de otros parámetros empleados para caracterizar la calidad general del producto. Las concentraciones expresadas sobre materia seca se corrigieron por la humedad para obtener los aportes por tonelada de compost fresco. En la parametrización utilizada por el modelo, una tonelada de compost fresco aportó aproximadamente 12,45 kg de N orgánico y 162,50 kg de MO. Para estimar la fracción que se incorpora al compartimento estable se adoptó $K_1 = 0,50$, valor central basado en la guía de Sánchez-Báscones (1998) y contrastado con estimaciones de humificación empleadas para enmiendas orgánicas en condiciones del sur de Europa (ANPA, 2002). La literatura muestra coeficientes superiores para algunos compost de biorresiduos en ensayos de clima húmedo (Sleutel et al., 2007; Leroy et al., 2008; Kätterer et al., 2014), por lo que el valor 0,50 se mantuvo como una aproximación intermedia y conservadora para el contexto mediterráneo del estudio. Con este coeficiente, el aporte estable resultante fue de aproximadamente 81,25 kg de MO por tonelada de compost fresco.

La disponibilidad de N del compost se dividió en una fracción inmediata y una fracción residual. Se adoptó una mineralización del 10 % del N orgánico durante el año de aplicación. A partir del segundo año, cada cohorte liberó anualmente el 5 % del N orgánico que permanecía sin mineralizar, durante un máximo de siete años adicionales. De este modo, la contribución residual

disminuye geométricamente con la edad de la aplicación. La selección de estas tasas se apoyó en la revisión de Amlinger et al. (2003), que sitúa generalmente la disponibilidad inmediata del N de compost en valores reducidos y describe liberaciones posteriores de varios puntos porcentuales anuales, y en estudios de seguimiento a largo plazo que muestran la persistencia del efecto nitrogenado varios años después de la aplicación de compost de residuos alimentarios (Sullivan et al., 2003; Tran et al., 2012; Rigby et al., 2016).

No se dispuso de una caracterización analítica comparable del compost producido en la instalación centralizada de Piedra Negra. En consecuencia, el compost centralizado y el compost producido localmente en el Xarpolar se consideraron agronómicamente equivalentes y se les asignó la misma composición y los mismos parámetros de mineralización y humificación. Las denominaciones CCEN y CXAR se utilizaron posteriormente para distinguir estrategias de gestión y abastecimiento, no productos fertilizantes con propiedades químicas diferentes.

Tabla 2. Propiedades agronómicas empleadas para representar las distintas fuentes de fertilización en los balances de N y MO. Siglas: IN, fertilizante inorgánico; OR, fertilizante orgánico comercial; CCOM, compost comercial; CXAR, compost del Xarpolar; CCEN, compost centralizado; K_1 , coeficiente de humificación.

Fertilizante	N mineral directo (kg N t⁻¹)	N orgánico (kg N t⁻¹)	MO del producto (t MO t⁻¹)	Mineralización N orgánico / K_1	Fuente principal
IN	307,5	—	—	No procede / —	MAPA (2025); Anexo 1
OR	7,0	35,0	0,650	75 % año 1 15 % año 2 $K_1 = 0,50$	Den Ouden (s. f.); Sánchez- Báscones, 1998; Anexo 1
CCOM	0	12,30	0,230	10 % año 1 5 % anual del N remanente, años 2–8 $K_1 = 0,50$	Proxy de compost de biorresiduos; Sánchez- Báscones, 1998; ANPA, 2002; Anexo 1

Fertilizante	N mineral directo (kg N t ⁻¹)	N orgánico (kg N t ⁻¹)	MO del producto (t MO t ⁻¹)	Mineralización N orgánico / K ₁	Fuente principal
CXAR /CCEN	0	12,45 kg	0,1625	10 % año 1 5 % anual del N remanente, años 2–8 K ₁ = 0,50	Analaqua, 2025; Sánchez- Báscos, 1998; ANPA, 2002

3.3. Modelo dinámico de balance de nitrógeno y materia orgánica

El núcleo del análisis consistió en un modelo dinámico anual de balance de N y MO desarrollado para estimar la dosis de fertilizante compatible con dos objetivos agronómicos alternativos: cubrir la demanda nitrogenada del cultivo o mantener materia orgánica del suelo. El modelo no pretende reproducir de forma mecanística todos los procesos biogeoquímicos del suelo, sino integrar de forma explícita los principales flujos que condicionan la función fertilizante y enmendante de los productos orgánicos. De este modo, permite comparar escenarios manteniendo una trazabilidad directa entre los datos de entrada, los parámetros adoptados y las respuestas obtenidas (Figura 1).

3.3.1. Mineralización de la materia orgánica del suelo

Al inicio de cada año se calculó la cantidad de MO mineralizada ($MO_{pérdida,t}$) a partir del stock de MO existente al comienzo del año (MO_t) y del coeficiente anual de destrucción del humus (K_2). Esta pérdida constituye simultáneamente una salida del compartimento de MO y una fuente potencial de N mineral. El N liberado desde la MO del suelo ($N_{MO,t}$) se estimó multiplicando la MO mineralizada por la fracción de N del humus adoptada en la parametrización ($fN-MO$).

$$MO_{pérdida,t} = MO_t \times K_2$$

$$N_{MO,t} = MO_{pérdida,t} \times fN-MO$$

Esta formulación hace que la contribución del suelo al suministro de N dependa del propio estado de la MO. Por tanto, cuando el stock disminuye a

lo largo de la simulación también se reduce progresivamente la cantidad de N procedente de su mineralización; de forma inversa, un incremento de MO modifica la contribución potencial del suelo en los años siguientes.

3.3.2. Aportes de materia orgánica asociados al manejo

Para separar el efecto del fertilizante del efecto de las prácticas agrícolas se incorporaron explícitamente las entradas de biomasa de poda y cubierta. La biomasa seca anual de poda se parametrizó por cultivo a partir de estudios realizados en cultivos leñosos mediterráneos: 1,31 t MS ha⁻¹ año⁻¹ para olivar, 1,34 para almendro y 2,00 para viñedo (Velázquez-Martí et al., 2011a, 2011b, 2011c), y 1,99 t MS ha⁻¹ año⁻¹ para frutales representados mediante cerezo (Bilandžija et al., 2012). La poda solo se contabilizó cuando el manejo suponía su trituración y permanencia en la parcela. La fracción incorporada al compartimento estable se estimó mediante K_1 de poda = 0,25, valor representativo para restos de poda empleado en estudios agronómicos mediterráneos y empleado por Pomares y Albiach (2008), quienes atribuyen este coeficiente a Leclerc para estimar la formación de humus a partir de restos de poda de cítricos.

La cubierta vegetal constituyó una segunda entrada orgánica en el manejo regenerativo completo. Su aporte se parametrizó como una entrada anual de MO estable y se mantuvo separado de la poda para representar dos prácticas de manejo diferentes. En la versión final se adoptó K_1 de cubierta = 0,20, de acuerdo con la parametrización de residuos vegetales (pradera) recogida por Sánchez-Báscones (1998). La inclusión de este flujo se apoya además en trabajos en olivares mediterráneos de secano que muestran aumentos del SOC y del N del suelo bajo cubierta vegetal (Vicente-Vicente et al., 2017; Pareja-Sánchez et al., 2024).

No se incorporó un flujo basal adicional de raíces, renovación radicular, rizodeposición u hojarasca. Estas entradas existen en los cultivos leñosos, pero su transformación en una tasa anual estable de MO para todas las clases de cultivo requeriría una calibración específica que no estaba disponible. En consecuencia, las necesidades estimadas para mantener MO deben interpretarse como la reposición de la fracción no compensada por las entradas explícitas de poda, cubierta y fertilizante.

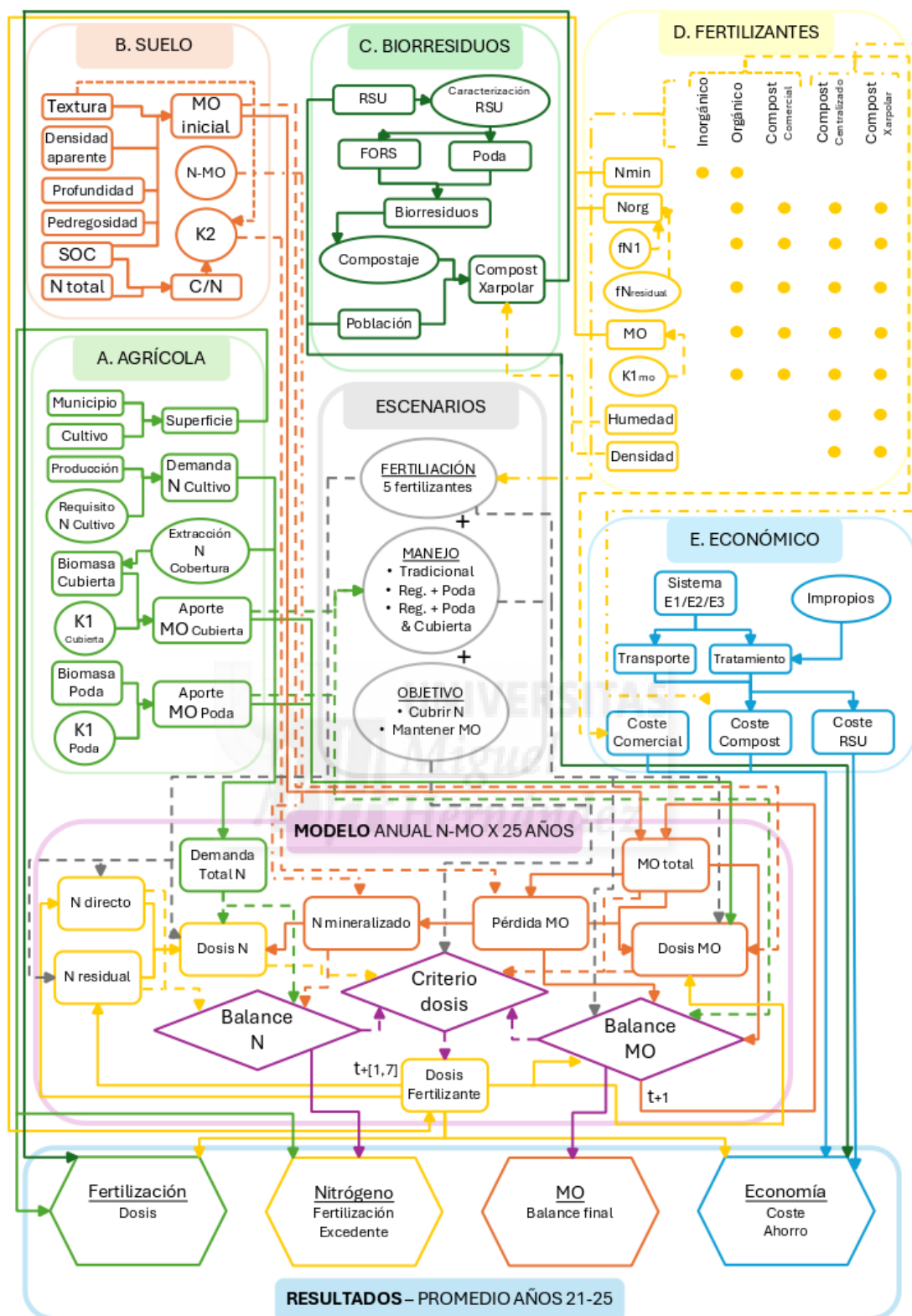


Figura 1. Diagrama conceptual del modelo dinámico anual de balance de nitrógeno y materia orgánica (N–MO), sus bloques de información, escenarios y resultados. Las líneas continuas representan flujos de variables de entrada, estado o resultado entre elementos, mientras que las líneas discontinuas representan la incorporación de parámetros, factores de información o criterios de escenario. Los rectángulos/cajas representan variables o elementos de cálculo; los círculos y elipses, parámetros o factores; los rombos, criterios o balances de decisión; y los hexágonos, resultados del modelo. Las siglas y abreviaturas empleadas en el diagrama se detallan en el Anexo 2.

3.3.3. Aporte de nitrógeno de los fertilizantes

Para cada fertilizante se construyó un perfil de N disponible por tonelada de producto. En el caso del fertilizante inorgánico, el N se consideró disponible en el año de aplicación. En los productos orgánicos se diferenció entre una fracción mineral o directamente disponible y un reservorio de N orgánico sujeto a mineralización. Para los compost no se añadió por separado el N amoniacal del análisis al perfil de disponibilidad, sino que el suministro se representó a partir del N orgánico: 10 % durante el año de aplicación y, durante los siete años posteriores, 5 % anual de la fracción orgánica que permanecía sin mineralizar. En cada paso temporal se sumó el N residual procedente de las aplicaciones previas todavía activas. En la formulación del N residual, $Dosis(t-j)$ representa la dosis aplicada j años antes, $Norg$ el N orgánico por tonelada de producto y $fres,j$ la fracción residual mineralizada por una cohorte de edad j .

$$N_{residual,t} = \sum [Dosis(t-j) \times Norg \times fres,j] ; j = 1 \dots 7$$

El N disponible en el año t ($N_{disponible,t}$) se obtuvo, por tanto, como suma de la mineralización de la MO del suelo, el N directo de la aplicación del año ($N_{directo,t}$) y el N residual de las cohortes anteriores ($N_{residual,t}$). Las pérdidas por lixiviación, volatilización, desnitrificación o inmovilización temporal no se simularon de forma independiente; su efecto queda implícitamente fuera del balance simplificado y constituye una de las limitaciones del modelo.

$$N_{disponible,t} = N_{MO,t} + N_{directo,t} + N_{residual,t}$$

3.3.4. Cálculo de la dosis por restricción de N (DN)

La dosis necesaria para cubrir N (*DN*) se calculó como la cantidad mínima de producto capaz de compensar la parte de la demanda no satisfecha por el N mineralizado de la MO del suelo y por el N residual de aplicaciones anteriores. Cuando estas fuentes eran suficientes, la dosis nitrogenada se fijó en cero. En esta expresión, *Ndisponible por t de fertilizante* representa el N disponible durante el año de aplicación por tonelada del producto considerado.

$$DN = \max [0, (Ndemanda - NMO - Nresidual) / Ndisponible \text{ por } t \text{ de fertilizante}]$$

3.3.5. Cálculo de la dosis por restricción de materia orgánica (DMO)

La restricción de MO se calculó a partir del stock que quedaría al final del año en ausencia de una nueva aportación de fertilizante (*MOsin fert*). A la MO inicial del año (*MOt*) se restó la fracción mineralizada (*MOpérdida*) y se añadieron las entradas de poda (*MOpoda*) y cubierta (*MOcubierta*) correspondientes al manejo. Cuando el resultado era inferior al stock inicial de referencia de la parcela (*MO0*), la diferencia (*DéficitMO*) se consideró un déficit de MO que debía ser compensado mediante la fracción estable aportada por el fertilizante. La dosis asociada a esta restricción se denominó *DMO*.

$$MOsin \text{ fert} = MOt - MOpérdida + MOpoda + MOcubierta$$

$$DéficitMO = \max (0, MO0 - MOsin \text{ fert})$$

$$DMO = DéficitMO / MOestable \text{ por } t \text{ de fertilizante}$$

La MO estable aportada por cada fertilizante orgánico se obtuvo multiplicando su contenido en MO por el coeficiente K_1 correspondiente. Para el fertilizante inorgánico esta fracción es nula, por lo que no puede utilizarse para compensar directamente la pérdida de MO; por este motivo el escenario de mantenimiento de MO mediante fertilización inorgánica se consideró no aplicable.

3.3.6. Criterios de fertilización y actualización anual

Se definieron dos criterios de dosificación. En el objetivo «Cubrir N» la dosis anual quedó fijada por DN, sin imponer la conservación de la MO inicial. Este escenario permite observar la evolución del *stock* de MO cuando la fertilización se dimensiona exclusivamente desde la demanda nitrogenada. En el objetivo «Mantener MO» se exigió simultáneamente no reducir el *stock* inicial de MO y no generar un déficit deliberado de N; por ello la dosis anual fue la mayor entre DN y DMO. La comparación entre ambas restricciones permite identificar qué proceso controla la dosis en cada parcela y cuantificar los excedentes de N que pueden aparecer cuando la necesidad de reposición de MO supera a la necesidad de fertilización nitrogenada.

Objetivo N: Dosis = DN

Objetivo MO: Dosis = max (DN, DMO)

Una vez determinada la dosis, se calcularon el N directo aportado, la MO estable incorporada (*MO_{fertilizante}*) y el balance final de N. La MO al final del año (*MO_{t+1}*) se actualizó restando la pérdida por mineralización y sumando las entradas de poda, cubierta y fertilizante. El nuevo stock se utilizó como condición inicial del año siguiente, mientras que la aplicación orgánica se incorporó al historial de cohortes para el cálculo posterior del N residual.

$$MO_{t+1} = MO_t - MO_{p\acute{e}rdida,t} + MO_{poda} + MO_{cubierta} + MO_{fertilizante}$$

La simulación completa se repitió de forma independiente para cada combinación de unidad espacial, fertilizante, manejo y objetivo. Aunque el horizonte fue de 25 años, los valores empleados para comparar el comportamiento a largo plazo de los escenarios se resumieron principalmente mediante el promedio de los años 21–25, reduciendo el peso de la fase transitoria inicial y representando el funcionamiento del sistema cuando las cohortes residuales de N se encuentran plenamente desarrolladas.

3.4. Escenarios de fertilización y manejo

La estructura experimental del modelo combinó tres dimensiones: fuente de fertilización, manejo agrícola y objetivo de dosificación. Desde el punto de vista agronómico se compararon cuatro tipos de producto: fertilizante inorgánico, fertilizante orgánico comercial, compost comercial y compost de biorresiduos. El compost centralizado y el compost del Xarpolar comparten en el modelo la misma composición; su separación se realiza posteriormente al introducir la disponibilidad del recurso y los costes de gestión.

Los manejos representaron una incorporación progresiva de biomasa producida dentro del propio sistema agrícola. El manejo tradicional (TR) no contabilizó retorno de poda ni cubierta; el manejo regenerativo con poda (REGp) incorporó al suelo la biomasa de poda triturada; y el manejo regenerativo completo (REGpc) añadió al retorno de poda el aporte de la cubierta vegetal. Esta gradación permite evaluar en qué medida el cierre interno de flujos orgánicos reduce la dependencia de aportes externos de MO.

Cada manejo se simuló bajo los objetivos «Cubrir N» y «Mantener MO». La combinación de ambos criterios con las fuentes de fertilización permitió comparar situaciones en las que el fertilizante se utiliza principalmente como fuente de nutrientes frente a otras en las que debe desempeñar simultáneamente una función de enmienda orgánica. Esta distinción es especialmente relevante para los compost, ya que la dosis capaz de reponer la MO mineralizada puede no coincidir con la dosis adecuada desde el punto de vista del N.

3.5. Disponibilidad local y escenarios de abastecimiento de compost

La demanda agronómica calculada por el modelo se contrastó con la producción potencial de compost obtenida a partir de los biorresiduos del Xarpolar. Para cada escenario se calculó la masa total de producto necesaria multiplicando la dosis por la superficie correspondiente y agregando posteriormente por cultivo y municipio. La disponibilidad local anual se limitó a la producción potencial estimada a partir de los residuos de

2025, de modo que el modelo distingue entre la cantidad de compost que puede proceder del propio territorio y la cantidad que debe ser suministrada desde fuera.

Se definieron dos estrategias principales de abastecimiento. En el escenario de valorización centralizada (CCEN), los biorresiduos del Xarpolar se recogen separadamente y se envían a la planta de tratamiento de residuos y compostaje de Piedra Negra; el compost atribuible a esta corriente se incorpora a un fondo territorial y se utiliza para cubrir parte de la demanda agrícola. Cuando la demanda supera esta producción, se completa con compost centralizado procedente de otros municipios del Consorcio TERRA. En el escenario de valorización comunitaria/local (CXAR), el compost producido en cada municipio se prioriza para la demanda de sus superficies agrícolas y el déficit se completa igualmente con compost centralizado externo.

Esta formulación permite separar dos preguntas diferentes. La primera es agronómica: qué cantidad de compost requiere cada combinación de cultivo, manejo y objetivo. La segunda es territorial: qué proporción de esa demanda puede cubrirse mediante el recurso generado localmente. El grado de cobertura se calculó como la relación entre compost de origen Xarpolar y demanda total de compost, tanto para el conjunto del territorio como por municipio y cultivo. Estos resultados se utilizaron además para identificar grupos de cultivos o áreas en los que una eventual priorización del recurso local podría aportar un mayor valor agronómico, atendiendo a la demanda de N, el estado de la MO y la cantidad de compost disponible.

Como análisis complementario se evaluó la asignación del CXAR a los cuatro cultivos principales en dos niveles sucesivos. En primer lugar se analizó la eficiencia agronómica unitaria, independientemente de la superficie disponible, utilizando la dosis requerida por hectárea y su inversa como medida de superficie atendible por tonelada de CXAR. Para facilitar la comparación gráfica, esta eficiencia se expresó de forma relativa respecto al cultivo de menor dosis de cada combinación manejo–objetivo (= 100 %). Como segundo criterio se consideró el efecto agronómico asociado: mayor variación de MO al cubrir N y menor excedente de N al mantener MO.

En segundo lugar se incorporó la estructura territorial suponiendo que las 262,7 t año⁻¹ de CXAR se destinaran íntegramente a cada cultivo y

calculando la superficie y el porcentaje potencialmente atendibles. En ambos niveles se realizó un análisis de dominancia de Pareto, sin asignar ponderaciones entre los criterios. Este enfoque permite comparar alternativas multiobjetivo sin incorporar información adicional de preferencias y considerar no dominadas aquellas para las que no existe otra alternativa igual o mejor en todos los criterios y estrictamente mejor en al menos uno (Pareto, 1906; Emmerich & Deutz, 2018). Las alternativas no dominadas no se interpretaron como equivalentes ni como una recomendación única, sino como el conjunto de opciones que no pueden descartarse frente a otra claramente superior en ambos criterios; la elección entre varias alternativas no dominadas requeriría introducir preferencias adicionales de gestión. El análisis se realizó para TR, REGp y REGpc.

Dado que no se dispone de diferencias analíticas entre el compost comunitario y el compost centralizado, la asignación de origen no modifica la dosis, el balance de N ni la evolución de la MO. Su efecto aparece exclusivamente en la cantidad de recurso local utilizada y en los costes asociados al modelo de gestión y suministro.

3.6. Evaluación económica

El análisis económico se planteó como una extensión del modelo agronómico para comparar el coste de proporcionar la fertilización calculada y el coste público asociado a la gestión de los biorresiduos que origina el compost. Ambas componentes se mantuvieron separadas porque responden a actores y decisiones diferentes: el coste de fertilización está ligado al producto que recibe la superficie agrícola, mientras que el coste público depende de cómo se recogen, transportan y tratan los residuos municipales.

La información de recogida y transporte se obtuvo del Pliego de Prescripciones Técnicas Particulares y del Estudio Económico del servicio de recogida de residuos de la Mancomunidad del Xarpolar (Mancomunitat de Municipis El Xarpolar, s. f.-a, s. f.-b). Para los vehículos de carga lateral se utilizó un coste de $1,74 \text{ € km}^{-1}$. El escenario de recogida separada de FORS se parametrizó con tres ciclos semanales, equivalentes a $156 \text{ ciclos año}^{-1}$. Las rutas se reconstruyeron a partir de los municipios atendidos, estimando la distancia anual de los recorridos locales y, cuando correspondía, el

transporte adicional entre Benimarfull (previsto en el PPTP como punto de acopio de biorresiduos del Xarpolar) y la planta de Piedra Negra.

Las tarifas de tratamiento se tomaron del sistema de bonificaciones del Consorcio TERRA. Se consideraron tres niveles de calidad de la FORS: menos del 10 % de impropios, con una tarifa de 12,75 € t⁻¹; entre 10 y 20 %, con 25,50 € t⁻¹; y más del 20 %, situación en la que la corriente pierde el tratamiento económico como FORS y se aplica la tarifa de la fracción resto, 54,70 € t⁻¹. La calidad de la separación se incorporó de esta forma como un análisis de sensibilidad económica.

A partir de estos datos se construyeron cuatro modelos básicos de gestión. E0 representa la situación de referencia en la que la fracción orgánica permanece dentro del RSU y se le atribuye la parte correspondiente de los costes de recogida y tratamiento de la fracción resto. E1 representa una recogida separada de FORS con transporte y tratamiento centralizado en Piedra Negra; se calculó como E1A, E1B y E1C para los tres niveles de impropios. E2 mantiene las rutas específicas de recogida de FORS, pero dirige el material a instalaciones locales de compostaje y elimina el transporte y tratamiento en Piedra Negra; las variantes A–C se conservaron para explorar la sensibilidad asociada al coste del compost externo utilizado posteriormente. Finalmente, E3 representa el aporte directo a las composteras comunitarias y, dentro del bloque de costes centralizados estudiado, no imputa rutas específicas, transporte a Piedra Negra ni tarifa de tratamiento. Este valor cero no supone que el compostaje comunitario carezca de costes reales de personal, trituración, mantenimiento, control o seguimiento.

Para la comparación principal se seleccionó como escenario centralizado CCEN-E1A, que combina el coste de gestionar la FORS del Xarpolar mediante recogida separada y tratamiento centralizado con menos del 10 % de impropios, y el coste de tratamiento del compost adicional necesario para completar la demanda. El escenario CXAR utiliza E3 para la fracción producida localmente y añade, cuando es necesario, el coste de tratamiento del compost centralizado externo. Para este compost externo no se imputó al Xarpolar el coste de recogida y transporte de los residuos que lo originan, al considerarse asumido por los municipios de procedencia; únicamente se incorporó la tarifa de tratamiento asociada al nivel de impropios considerado.

Los escenarios E1B, E1C, E2A, E2B y E2C, junto con las tarifas externas correspondientes a 10–20 % y >20 % de impropios, se mantuvieron como escenarios secundarios para evaluar la sensibilidad de los resultados económicos. Esta estructura permite distinguir el efecto de valorizar los biorresiduos del territorio del efecto adicional derivado de elegir un modelo de gestión más o menos centralizado.

El gasto público de cada escenario se comparó con el coste atribuible a la gestión de la FORS en la situación de referencia. La diferencia se interpretó como ahorro o sobrecoste público. Para el compostaje comunitario, el ahorro obtenido frente a las alternativas consideradas se utilizó además como una estimación del margen máximo que podría destinarse a la implantación y mantenimiento del sistema antes de perder la ventaja económica respecto al escenario de comparación. Este margen se expresó en términos anuales y puede normalizarse por habitante o por tonelada de FORS gestionada para facilitar su interpretación por parte de la administración.

Como análisis de equilibrio público, el coste anual de E3 se trató como una incógnita y se calculó el presupuesto máximo que podría asumir el compostaje comunitario antes de igualar el coste de cada alternativa de referencia. El umbral se obtuvo directamente del coste anual del escenario comparado y se expresó también por habitante y por tonelada de CXAR potencial (262,7 t año⁻¹). Este cálculo delimita un margen económico teórico para la operación de E3 y no presupone que dicho importe deba gastarse ni que represente su coste real.

De forma complementaria, se estimó el precio de paridad agronómica del CXAR, definido como el precio máximo por tonelada que permitiría igualar el coste de fertilización por hectárea de una alternativa para una misma combinación de manejo y objetivo. Para cada comparación se dividió el coste anual por hectárea de la alternativa entre la dosis de CXAR requerida por el modelo. Se utilizaron como referencias IN, OR, CCOM y CCEN-E1A; IN se excluyó del objetivo de mantenimiento de MO por no aportar materia orgánica. Los valores obtenidos representan umbrales de equivalencia económica y no precios recomendados de venta.

3.7. Variables de respuesta y análisis comparativo

El modelo generó resultados anuales para cada unidad agrícola y posteriormente los agregó por cultivo, municipio y conjunto del territorio. Las variables de respuesta se seleccionaron para representar de forma complementaria la función fertilizante, la conservación de la MO, el consumo de producto y las implicaciones económicas de cada escenario.

La respuesta nitrogenada se describió mediante el N mineralizado desde la MO del suelo, el N directo del fertilizante, el N residual de aplicaciones anteriores y el N total potencialmente disponible. A partir de la comparación con la demanda se calcularon el déficit y excedente de N y el porcentaje de satisfacción de la demanda. Para evitar que el excedente de unas parcelas compensara artificialmente el déficit de otras, la satisfacción territorial se obtuvo limitando primero el N satisfecho de cada unidad a su propia demanda y ponderando después por superficie. También se calculó la superficie en la que la demanda de N fue satisfecha completamente y el número de años con déficit.

La respuesta de la MO se evaluó mediante el stock inicial y final, la pérdida anual por mineralización, las entradas procedentes de poda, cubierta y fertilizante y la variación respecto al valor inicial. En los escenarios con objetivo de mantenimiento de MO se registró además qué restricción —N, MO o ambas simultáneamente— determinaba la dosis final en cada unidad. Esta información permite distinguir situaciones en las que el compost se aplica fundamentalmente como fertilizante de aquellas en las que su función como enmienda orgánica obliga a utilizar dosis superiores.

La demanda de fertilizante se expresó como dosis anual por hectárea y como masa total de producto por cultivo, municipio y territorio. En los escenarios de compost se diferenciaron las toneladas cubiertas con producción del Xarpolar y las toneladas de origen externo. El coste de fertilización se calculó a partir de esta demanda y de los precios o costes unitarios de los productos, mientras que el gasto y el ahorro público se calcularon de forma independiente a partir de los escenarios de gestión de residuos descritos anteriormente.

Las variables espaciales se representaron sobre los mismos recintos de COSCV utilizados en el cálculo. Para comparar el funcionamiento a largo plazo se utilizaron principalmente los valores medios de los años 21–25 para excedente de N, dosis y coste, mientras que la evolución temporal completa se conservó para interpretar la transición del sistema y la estabilización de las cohortes residuales. La MO se evaluó mediante su estado y variación al final del periodo y, cuando correspondía, mediante el comportamiento medio del intervalo 21–25.

Finalmente, los principales indicadores —mantenimiento de MO, satisfacción de N, excedente de N, demanda de fertilizante, coste de fertilización y ahorro público— se expresaron mediante puntuaciones normalizadas entre 0 y 1, donde 1 representa el resultado más favorable y 0 el menos favorable dentro de la escala común empleada. Estas puntuaciones se utilizaron para comparar las alternativas mediante mapas de calor y gráficos radar. La normalización se empleó únicamente como herramienta de síntesis: los valores agronómicos y económicos originales se conservaron en las tablas de resultados y constituyen la base de la interpretación.

Como medida sintética se calculó, para cada combinación de fertilizante, manejo y objetivo, un índice medio mediante el promedio aritmético de los seis indicadores normalizados, asignándoles el mismo peso. Para separar la contribución relativa de la fuente de fertilización y del manejo, el índice se resumió posteriormente en dos sentidos complementarios: para cada fertilizante se calculó la media entre TR, REGp y REGpc y su rango mínimo–máximo entre manejos; de forma inversa, para cada manejo se calculó la media entre fertilizantes y el rango mínimo–máximo entre éstos. El fertilizante inorgánico se excluyó de las comparaciones correspondientes al objetivo de mantenimiento de MO por no aportar materia orgánica. Estos rangos se interpretaron como medidas descriptivas de sensibilidad del índice a cada factor, no como estimadores de incertidumbre.

3.8. Software y asistencia computacional

El tratamiento de los datos, la integración cartográfica, la ejecución del modelo dinámico y la generación de las salidas gráficas se realizaron en R

4.6.1 (R Core Team, 2026), utilizando RStudio 2026.08.0 como entorno integrado de desarrollo (Posit Software, PBC, 2026). Los scripts se organizaron de forma modular para separar la preparación de la información espacial, la simulación agronómica, la evaluación económica y la elaboración de figuras y tablas finales.

Entre los principales paquetes empleados se incluyeron `sf` y `terra` para la lectura, transformación y análisis de información vectorial y ráster; `dplyr` y `tidyr` para la manipulación, combinación y resumen de bases de datos; `ggplot2` y `ggspatial` para la representación gráfica y cartográfica; `maptiles` para la incorporación de fondos cartográficos; `rnaturalearth` y `rnaturalearthdata` para cartografía de contexto; `patchwork` para la composición de figuras; `ragg` para la exportación de gráficos en alta resolución; y `scales` para el tratamiento de escalas y etiquetas.

Durante el desarrollo del trabajo se empleó ChatGPT (OpenAI, 2026; modelo GPT-5.6 Sol) como herramienta de asistencia para el desarrollo y depuración del código en R, la revisión de la coherencia lógica del modelo, la identificación de errores de programación y el apoyo en la estructuración de la documentación metodológica. La selección de datos y referencias, las decisiones de parametrización, la ejecución de los análisis y la interpretación de los resultados fueron revisadas y validadas por el autor; las respuestas generadas por la herramienta de inteligencia artificial no se utilizaron como fuente primaria de datos científicos.

4. Resultados

4.1. Caracterización territorial, agrícola y edáfica

Los cultivos seleccionados ocuparon 8.829,7 ha, con un claro predominio del olivar y los frutales, que conjuntamente concentraron más del 86 % de la superficie analizada. La distribución fue espacialmente heterogénea, con predominio del olivar en buena parte del territorio y una presencia más localizada de frutales, frutos secos y viñedo, además de combinaciones minoritarias entre estas clases (Figura 2; Tabla 3).

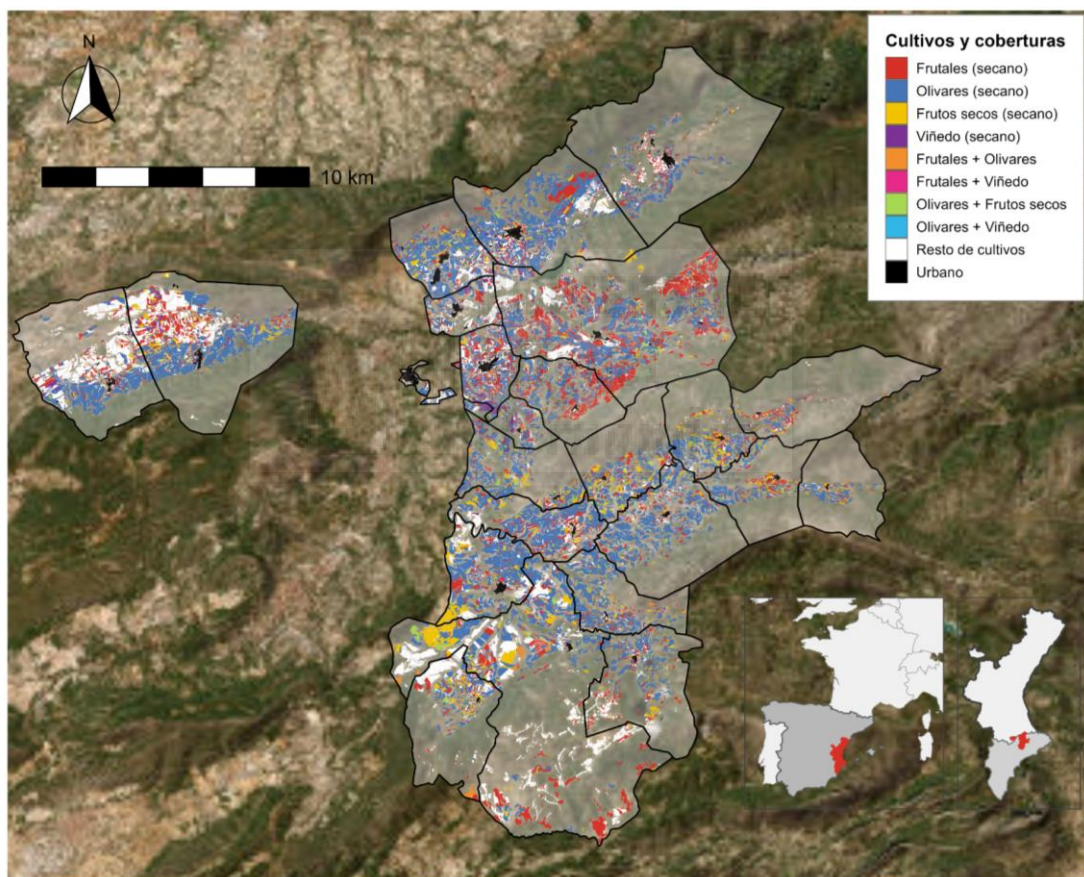


Figura 2. Distribución espacial de los principales cultivos de secano y coberturas del suelo en los 24 municipios de estudio de la Mancomunidad del Xarpolar (COSCV 2023). En el recuadro inferior derecho se muestra la localización del área de estudio dentro de la Comunitat Valenciana y de España.

Las series provinciales de rendimiento en la producción de los frutales de estudio mostraron una marcada variabilidad interanual, especialmente en viñedo, mientras que olivar, frutales y frutos secos presentaron rendimientos

medios más bajos y una amplitud temporal menor (Figura 3). Estas diferencias se trasladaron a la demanda estimada de N, que fue mayor en las clases asociadas al viñedo y al olivar y menor en los frutales (Tabla 3).

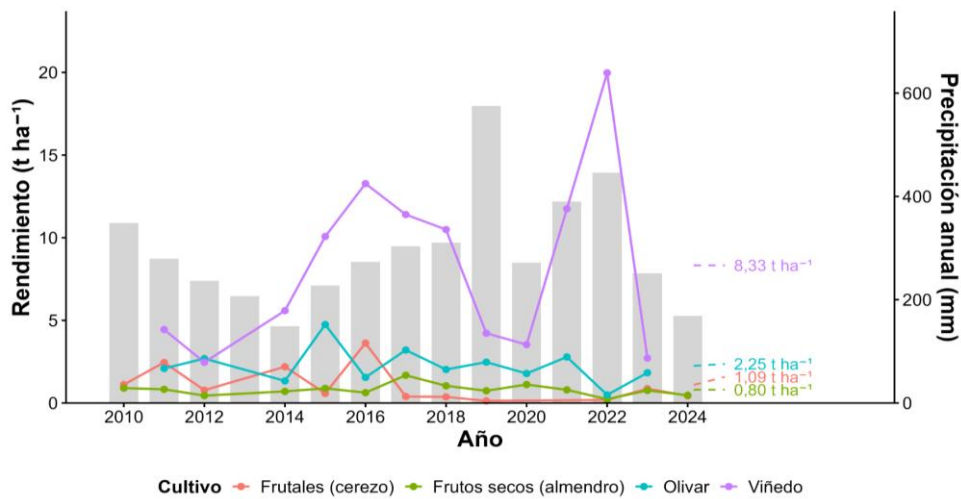


Figura 3. Rendimiento de los cultivos de referencia de las principales clases de secano y precipitación anual media en la provincia de Alicante durante 2010–2024 (Portal Agrari de la Generalitat Valenciana; AEMET, s. f.). Las etiquetas situadas al final de las series indican el rendimiento medio de cada cultivo durante los años con datos disponibles.

Tabla 3. Características agronómicas de los principales cultivos de secano en la Mancomunidad del Xarpolar.

Clase de cultivo	Superficie (ha)	Rendimiento (t ha ⁻¹)	Producción (t año ⁻¹)	Demanda N (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)
Olivar	5.444,4	2,25	12.250	72,5
Frutales	2.174,3	1,10	2.392	39,1
Frutos secos	728,4	0,80	583	59,5
Viñedo	123,5	8,00	988	84,5
Olivar + frutales	201,3	1,68	337	55,8
Frutos secos + olivar	156,0	1,52	238	66,0
Viñedo + olivar	1,1	5,12	5	78,5
Viñedo + frutales	0,7	4,55	3	61,8

La caracterización edáfica mostró, en cambio, una variabilidad relativamente reducida entre clases de cultivo. Los suelos fueron ligeramente alcalinos y estuvieron dominados por texturas arcillosas gruesas, con valores medios de MO próximos a 62–69 t ha⁻¹ y relaciones C/N comprendidas aproximadamente entre 13 y 14 (Tablas 6 y 7). A escala espacial, los stocks iniciales de MO y el contenido de N total presentaron heterogeneidad dentro de las propias clases agrícolas, proporcionando las condiciones iniciales diferenciadas empleadas posteriormente en el modelo N–MO (Figuras 4 y 5).

Tabla 4. Propiedades físicas de los suelos de los principales cultivos del Xarpolar. Los valores de las texturas corresponden a la superficie de cultivos (%). Los valores de densidad aparente corresponden a media ± desviación estándar en el horizonte 0–30 cm.

Clase de cultivo	Arcilloso grueso (%)	Franco arcilloso (%)	Arcillo limoso (%)	Densidad aparente (g cm ⁻³)
Olivar	91,0	9,0	0,0	1,40 ± 0,03
Frutales	82,4	17,6	0,0	1,38 ± 0,03
Frutos secos	75,0	21,6	3,4	1,39 ± 0,03
Viñedo	98,3	1,7	0,0	1,42 ± 0,03
Olivar + frutales	68,8	31,2	0,0	1,38 ± 0,02
Frutos secos + olivar	87,8	12,2	0,0	1,39 ± 0,02
Viñedo + olivar	93,7	6,3	0,0	1,40 ± 0,02
Viñedo + frutales	94,4	5,6	0,0	1,38 ± 0,00

Tabla 5. Propiedades químicas de los suelos de los principales cultivos del Xarpolar. Los valores corresponden a media ± desviación estándar en el horizonte 0–30 cm.

Clase de cultivo	pH (H ₂ O)	CEC		MO		
		(cmol(+) kg ⁻¹)	SOC (%)	(t ha ⁻¹)	N total (%)	C/N
Olivar	7,7 ± 0,1	18,1 ± 0,6	2,19 ± 0,27	66,9 ± 3,3	0,156 ± 0,013	14,1 ± 2,0
Frutales	7,7 ± 0,2	18,1 ± 0,5	2,24 ± 0,23	67,8 ± 4,6	0,163 ± 0,015	13,7 ± 1,0
Frutos secos	7,7 ± 0,2	18,2 ± 0,7	2,16 ± 0,26	65,7 ± 3,4	0,157 ± 0,015	13,8 ± 1,4
Viñedo	7,8 ± 0,1	17,5 ± 0,4	2,11 ± 0,35	65,5 ± 3,1	0,146 ± 0,007	14,4 ± 2,3

Olivar + frutales	$7,6 \pm 0,1$	$18,4 \pm 0,5$	$2,12 \pm 0,20$	$69,0 \pm 4,1$	$0,166 \pm 0,013$	$12,9 \pm 1,5$
Frutos secos + olivar	$7,7 \pm 0,1$	$18,2 \pm 0,6$	$2,16 \pm 0,23$	$67,0 \pm 3,1$	$0,159 \pm 0,010$	$13,6 \pm 1,7$
Viñedo + olivar	$7,7 \pm 0,1$	$17,5 \pm 1,0$	$2,15 \pm 0,11$	$61,6 \pm 3,8$	$0,158 \pm 0,007$	$13,5 \pm 0,4$
Viñedo + frutales	$7,8 \pm 0,1$	$17,3 \pm 1,0$	$1,93 \pm 0,16$	$61,9 \pm 4,1$	$0,150 \pm 0,006$	$12,9 \pm 1,1$

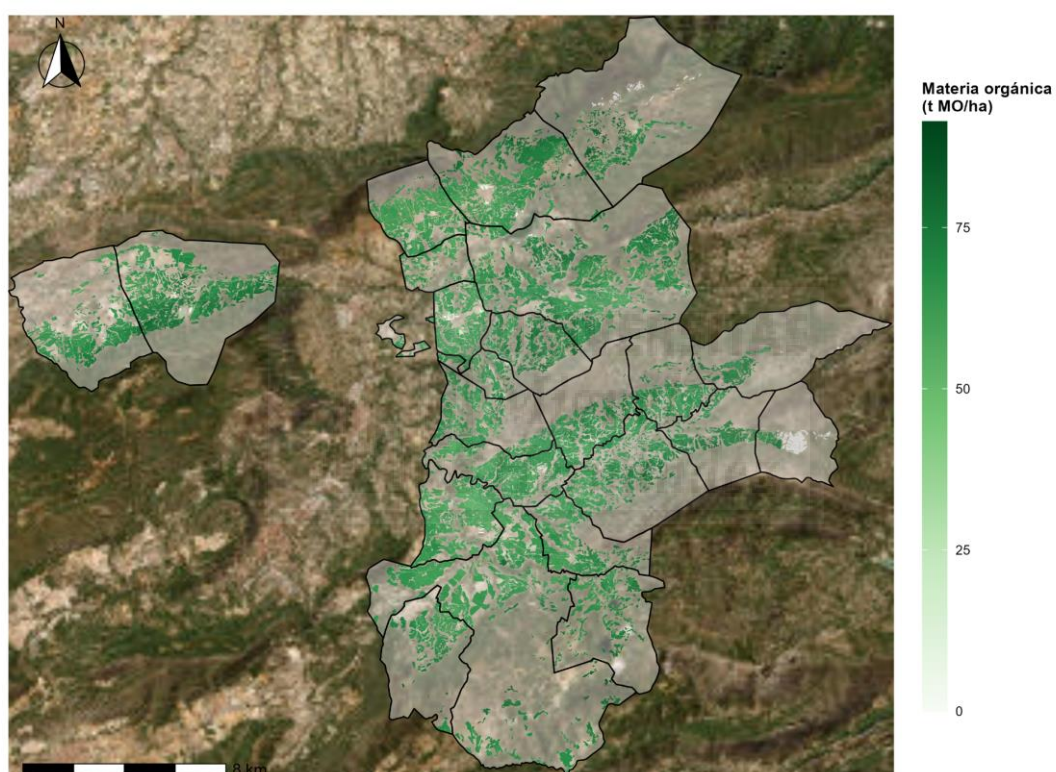


Figura 4. Distribución espacial del stock inicial estimado de materia orgánica del suelo (0–30 cm) en los recintos correspondientes a los principales cultivos de secano de la Mancomunidad del Xarpolar (SoilGrids).

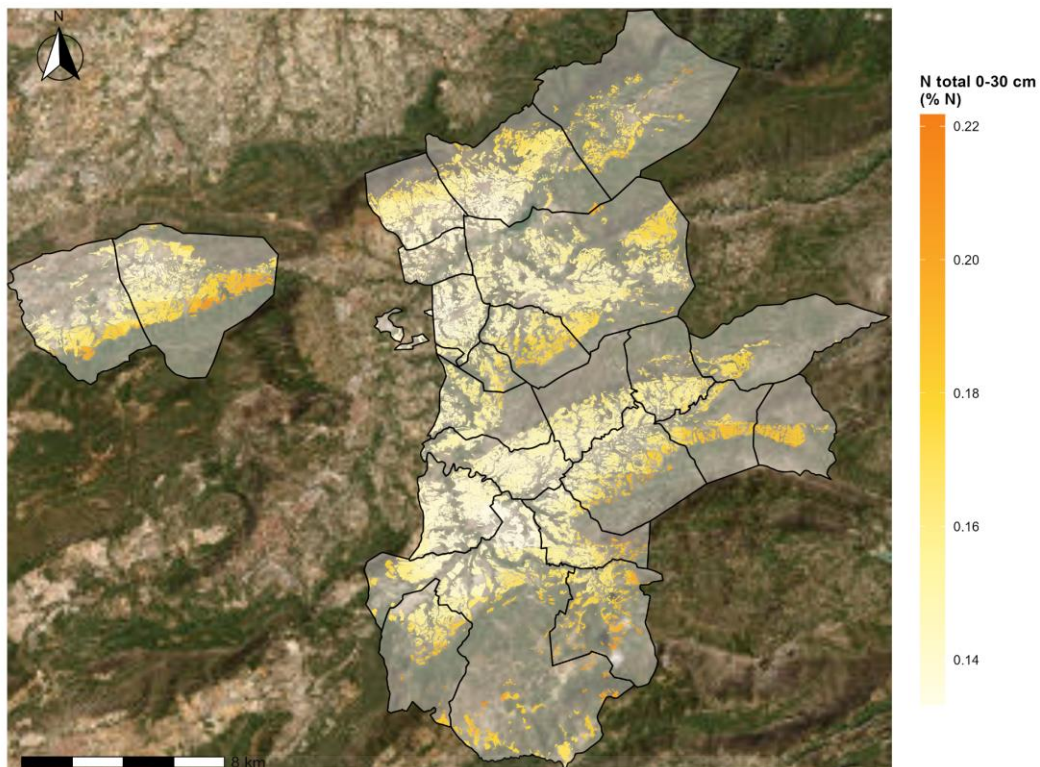


Figura 5. Distribución espacial del contenido inicial estimado de N total del suelo (0–30 cm) en los recintos correspondientes a los principales cultivos de secano de la Mancomunidad del Xarpolar (SoilGrids).

4.2. Resultados del modelo dinámico N–MO

4.2.1. Fertilización orientada a cubrir la demanda de N

La dosificación orientada exclusivamente a cubrir la demanda nitrogenada permitió satisfacer el 100 % de la demanda territorial de N en todas las combinaciones de fertilizante y manejo evaluadas (Tabla 6). Las diferencias entre escenarios se concentraron, por tanto, en la cantidad de producto necesaria y, especialmente, en la evolución de la materia orgánica del suelo. El excedente medio de N durante los años 21–25 se mantuvo prácticamente nulo en el manejo tradicional ($0,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y aumentó ligeramente con la incorporación de poda y cubierta, hasta $2,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en REGpc. Este incremento fue común a los fertilizantes y refleja el efecto del manejo sobre el balance de N una vez alcanzada la fase estable de la simulación.

La demanda de producto dependió marcadamente de su concentración y disponibilidad de N. El fertilizante inorgánico requirió las menores dosis, entre 0,09 t ha⁻¹ año⁻¹ en TR y 0,06 t ha⁻¹ año⁻¹ en REGpc. En los compost, la menor disponibilidad inmediata de N elevó las dosis: CXAR y CCEN pasaron de 6,10 t ha⁻¹ año⁻¹ en TR a 3,88 t ha⁻¹ año⁻¹ en REGpc, mientras que CCOM disminuyó de 5,47 a 3,41 t ha⁻¹ año⁻¹. La incorporación progresiva de biomasa producida en la propia parcela redujo así la dependencia de fertilización externa en todos los productos.

Tabla 6. Principales resultados del modelo para el objetivo de cubrir la demanda de N, promediados durante los años 21–25. Todos los escenarios alcanzaron el 100 % de satisfacción territorial de N.

Manejo	Escenario	Excedente		Δ MO (t ha ⁻¹)	Dosis (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Coste (€/ha año)
		N (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	MO (%) inicial)			
TR	IN	0,1	70,7	-19,8	0,09	38,8
TR	OR	0,1	75,6	-16,5	0,63	275,6
TR	CCOM	0,1	88,5	-7,7	5,47	310,2
TR	CCEN-E1A	0,1	84,2	-10,7	6,10	137,9
TR	CXAR	0,1	84,2	-10,7	6,10	137,3
REGp	IN	1,3	81,5	-12,5	0,07	32,7
REGp	OR	1,3	85,9	-9,5	0,53	230,8
REGp	CCOM	1,3	97,3	-1,8	4,40	249,6
REGp	CCEN-E1A	1,3	93,5	-4,4	4,96	113,6
REGp	CXAR	1,3	93,5	-4,4	4,96	113,0
REGpc	IN	2,6	92,7	-4,9	0,06	26,7
REGpc	OR	2,6	96,6	-2,3	0,43	186,5
REGpc	CCOM	2,6	106,3	4,3	3,41	193,2
REGpc	CCEN-E1A	2,6	103,1	2,1	3,88	90,9
REGpc	CXAR	2,6	103,1	2,1	3,88	90,2

4.2.2. Fertilización orientada al mantenimiento de la materia orgánica

Cuando la dosis se determinó exigiendo simultáneamente el mantenimiento de la MO inicial y la cobertura de N, la respuesta cambió de forma sustancial (Tabla 7). La necesidad de reponer la MO mineralizada pasó a controlar la dosis en una parte importante de los escenarios orgánicos, generando aplicaciones superiores a las estrictamente necesarias desde el punto de vista nitrogenado y, como consecuencia, excedentes de

N. El contraste fue máximo en OR bajo manejo tradicional, con 108,0 kg N ha⁻¹ año⁻¹ de excedente y una dosis de 3,12 t ha⁻¹ año⁻¹. En los compost, los excedentes fueron menores: 17,7 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en CCOM y 30,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en CXAR/CCEN.

El manejo regenerativo redujo simultáneamente la dosis necesaria y el excedente nitrogenado. En CXAR/CCEN, la dosis descendió de 12,52 t ha⁻¹ año⁻¹ en TR a 7,99 t ha⁻¹ año⁻¹ en REGp y 4,50 t ha⁻¹ año⁻¹ en REGpc, mientras que el excedente disminuyó de 30,4 a 15,2 y 5,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. Una tendencia equivalente se observó en OR y CCOM. El retorno de poda y, sobre todo, la combinación de poda y cubierta redujeron por tanto la cantidad de fertilizante orgánico necesaria para compensar las pérdidas de MO y aproximaron la dosis impuesta por esta restricción a la requerida por el balance de N.

Tabla 7. Principales resultados del modelo para el objetivo de mantener la materia orgánica inicial, promediados durante los años 21–25. El fertilizante inorgánico se excluye por no ser aplicable a este objetivo.

Manejo	Escenario	Excedente			Dosis (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	Coste (€/ha año)
		N (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	MO (%) inicial)	ΔMO (t ha ⁻¹)		
TR	OR	108,0	100,0	0,0	3,12	1.363,8
TR	CCOM	17,7	100,4	0,3	8,86	502,6
TR	CCEN-E1A	30,4	100,1	0,1	12,52	274,4
TR	CXAR	30,4	100,1	0,1	12,52	273,7
REGp	OR	63,9	100,1	0,0	1,98	862,7
REGp	CCOM	9,2	102,6	1,8	5,99	339,6
REGp	CCEN-E1A	15,2	100,6	0,4	7,99	178,2
REGp	CXAR	15,2	100,6	0,4	7,99	177,6
REGpc	OR	19,1	100,3	0,2	0,81	352,8
REGpc	CCOM	4,5	107,6	5,2	3,79	214,8
REGpc	CCEN-E1A	5,4	104,5	3,1	4,50	103,9
REGpc	CXAR	5,4	104,5	3,1	4,50	103,3

4.2.3. Contrastes espaciales entre fertilización, manejo y objetivos

La representación espacial de los resultados mostró que las diferencias agregadas entre escenarios se reprodujeron de forma consistente sobre el territorio, aunque con una heterogeneidad interna asociada a la distribución

de cultivos y a las condiciones edáficas iniciales. Para visualizar los contrastes principales se seleccionaron combinaciones extremas o especialmente informativas entre fertilizantes, manejos y objetivos, manteniendo una escala común dentro de cada figura.

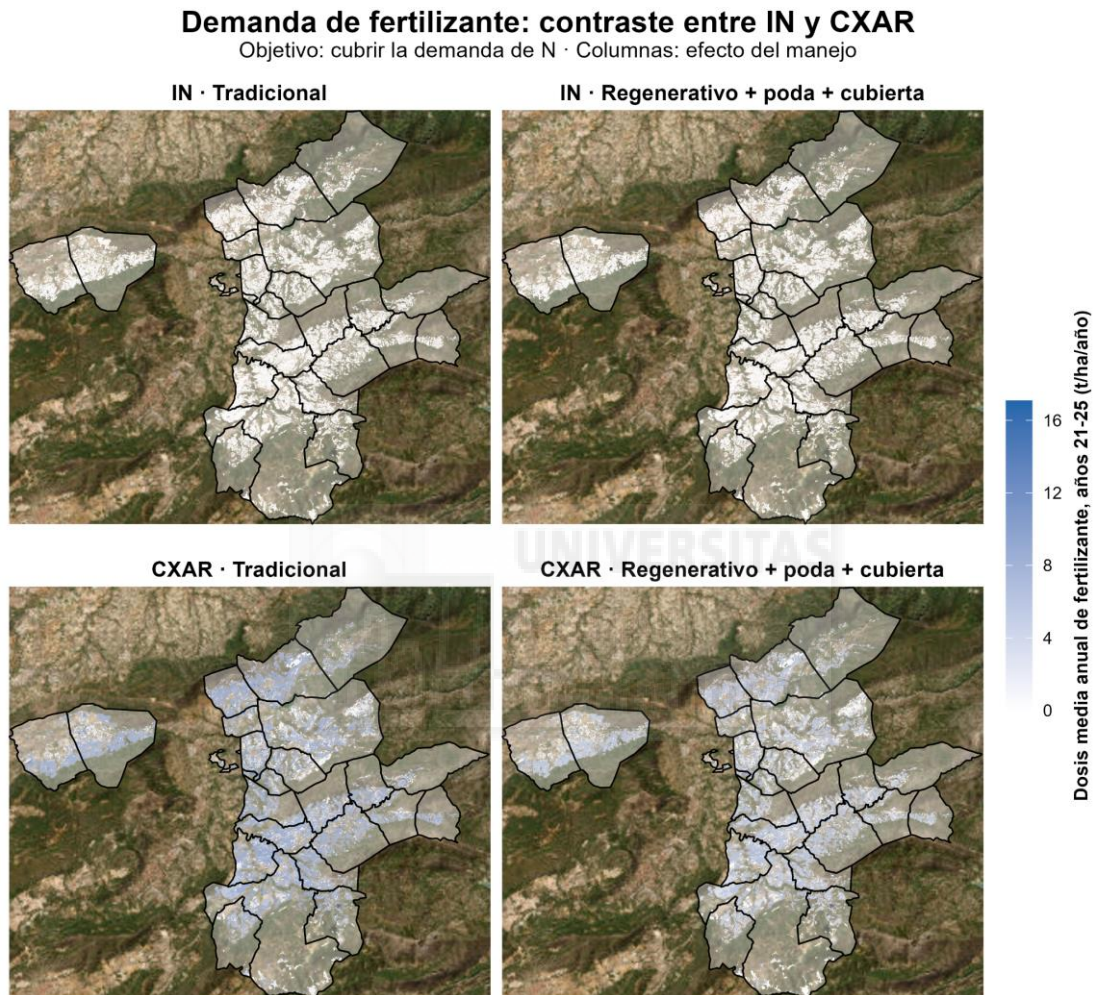


Figura 6. Distribución espacial de la dosis media anual de fertilizante durante los años 21–25 para IN y CXAR, bajo manejo tradicional y regenerativo con poda y cubierta, con el objetivo de cubrir la demanda de N. Los cuatro paneles comparten la misma escala de dosis.

El contraste entre IN y CXAR evidencia la diferencia de orden de magnitud en la masa de producto requerida para suministrar N (Figura 6). La dosis de IN fue reducida en todo el ámbito, mientras que el compost mostró una demanda espacialmente más elevada. En ambos casos, el manejo

REGpc redujo la dosis respecto a TR, coherentemente con los valores medios de la Tabla 6. La variación espacial dentro de cada escenario indica, además, que la demanda no es uniforme y que una asignación territorial del compost basada únicamente en superficie agrícola ocultaría diferencias relevantes entre recintos.

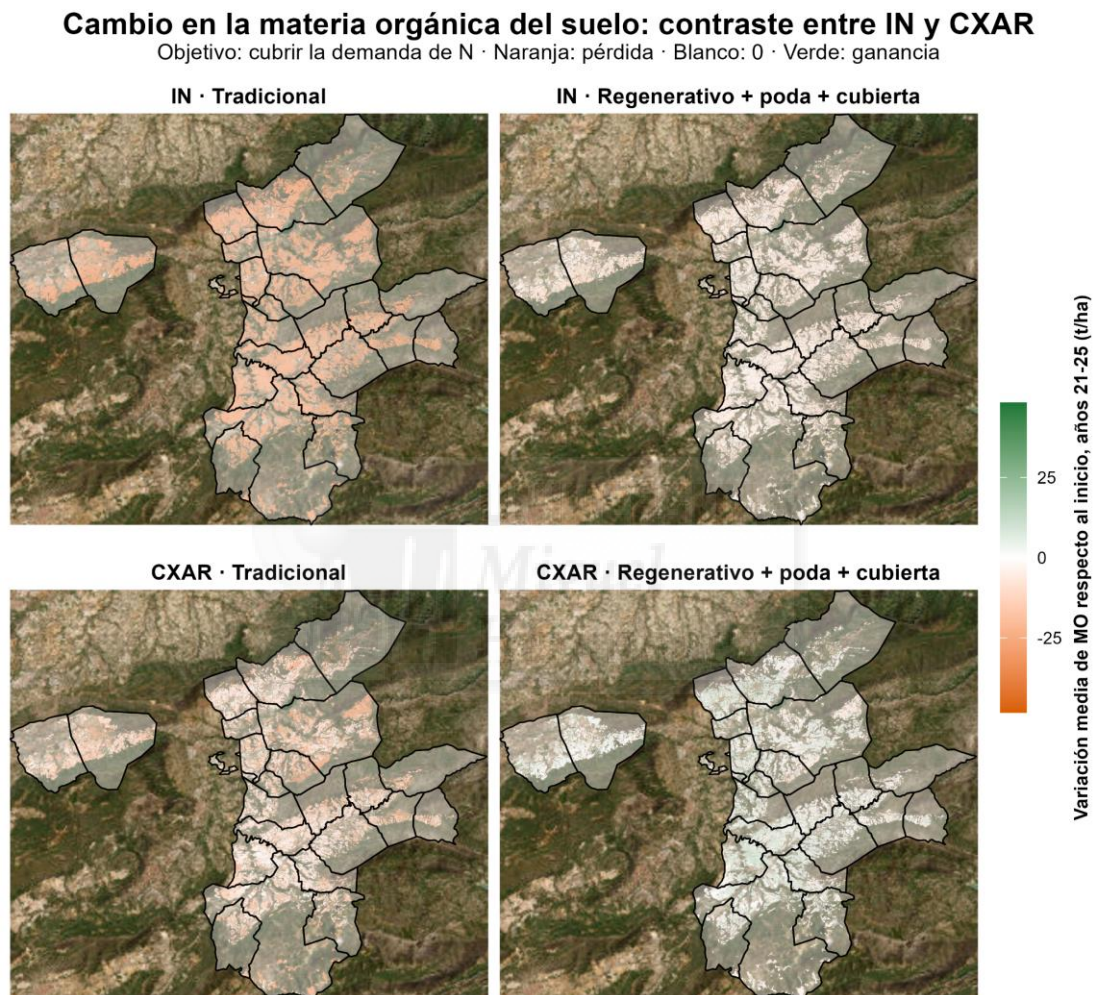


Figura 7. Distribución espacial de la variación media de la materia orgánica del suelo respecto al valor inicial durante los años 21–25 para IN y CXAR, bajo manejo tradicional y regenerativo con poda y cubierta, con el objetivo de cubrir la demanda de N. La escala es común y simétrica respecto a cero; los tonos naranjas representan pérdidas y los verdes ganancias de MO.

Las diferencias más claras aparecieron en la evolución de la MO cuando la fertilización se dimensionó únicamente para cubrir N (Figura 7). Con

manejo tradicional, IN produjo pérdidas generalizadas y CXAR amortiguó parcialmente esa disminución, aunque sin compensarla en la mayor parte del territorio. La incorporación conjunta de poda y cubierta redujo fuertemente las pérdidas: con IN el balance se aproximó a cero, mientras que con CXAR aparecieron ganancias de MO en parte de las superficies. Este patrón concuerda con el aumento de la MO media desde el 70,7 % del valor inicial en IN-TR hasta el 92,7 % en IN-REGpc, y desde el 84,2 % hasta el 103,1 % en CXAR (Tabla 6).

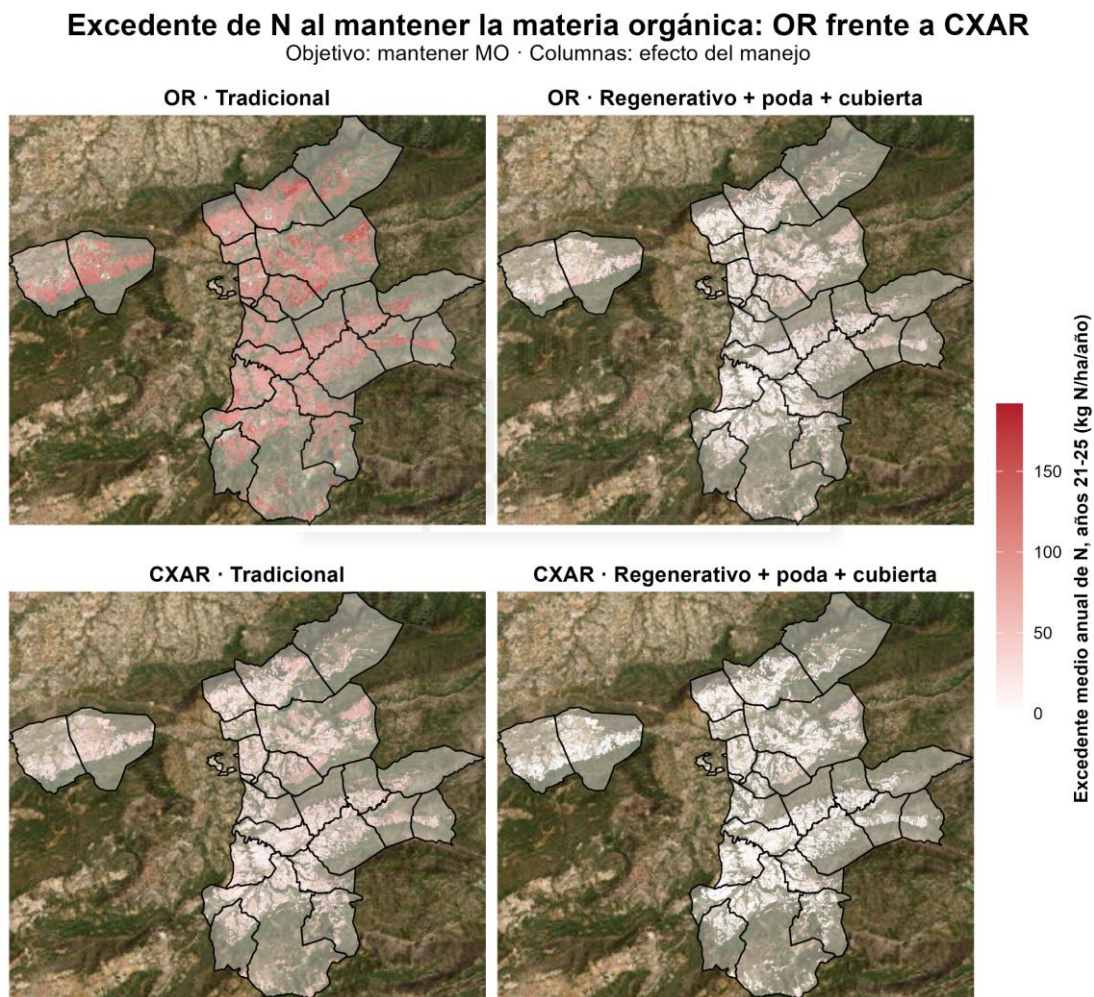


Figura 8. Distribución espacial del excedente medio anual de N durante los años 21–25 para OR y CXAR, bajo manejo tradicional y regenerativo con poda y cubierta, con el objetivo de mantener la materia orgánica inicial. Los cuatro paneles comparten la misma escala.

Al imponer el mantenimiento de la MO, el excedente de N mostró el patrón inverso: fue máximo bajo manejo tradicional y disminuyó notablemente al incorporar prácticas regenerativas (Figura 8). El efecto fue especialmente acusado para OR, que presentó los excedentes más altos y una distribución extensa de valores elevados en TR. CXAR generó excedentes menores y REGpc redujo ambos fertilizantes hacia valores próximos al extremo inferior de la escala. En conjunto, los resultados espaciales confirman que la incorporación de biomasa de poda y cubierta no solo reduce la demanda externa de fertilizante, sino que disminuye el desacoplamiento entre la dosis necesaria para conservar MO y la dosis requerida para satisfacer N.

4.3. Disponibilidad, eficiencia y priorización del compost del Xarpolar

La valorización potencial de los biorresiduos generados en los 24 municipios permitiría disponer de 262,7 t año⁻¹ de compost del Xarpolar. Esta cantidad resultó reducida frente a la demanda total estimada por el modelo, que osciló entre 34.291 y 110.538 t año⁻¹ según el manejo y el objetivo de dosificación (Tabla 8). En consecuencia, la cobertura potencial del recurso local se mantuvo por debajo del 1 % en todos los escenarios territoriales.

La incorporación de biomasa generada en la propia parcela aumentó, no obstante, la eficiencia de uso del compost disponible. Para el objetivo de cubrir N, la cobertura territorial aumentó desde el 0,49 % en TR hasta el 0,60 % en REGp y el 0,77 % en REGpc. El efecto fue más acusado cuando se exigió mantener la MO, con un incremento desde el 0,24 % en TR hasta el 0,37 % en REGp y el 0,66 % en REGpc. Expresado como superficie potencialmente atendible por unidad de recurso, REGpc incrementó la eficiencia respecto a TR en aproximadamente un 57 % para cubrir N y un 178 % para mantener MO.

Tabla 8. Cobertura potencial de la demanda media de compost con producción local del Xarpolar en el escenario CXAR, para los tres manejos y los dos objetivos de dosificación. Los valores corresponden al promedio de los años 21–25.

Objetivo	Manejo	Demanda de compost (t año ⁻¹)	Compost Xarpolar (t año ⁻¹)	Compost externo (t año ⁻¹)	Cobertura local (%)
Cubrir N	TR	53.830	262,7	53.568	0,49
Cubrir N	REGp	43.752	262,7	43.490	0,60
Cubrir N	REGpc	34.291	262,7	34.029	0,77
Mantener MO	TR	110.538	262,7	110.275	0,24
Mantener MO	REGp	70.571	262,7	70.308	0,37
Mantener MO	REGpc	39.719	262,7	39.456	0,66

El análisis de dominancia de Pareto se utilizó como herramienta comparativa para identificar las asignaciones claramente menos eficientes y los compromisos entre criterios, no para establecer una clasificación ordinal de los cultivos. Una alternativa marcada como no dominada representa una combinación de criterios que no puede mejorarse simultáneamente mediante otra de las alternativas evaluadas; cuando varias opciones son no dominadas, la preferencia entre ellas depende de qué criterio se considere prioritario.

La eficiencia agronómica unitaria mostró diferencias acusadas entre cultivos (Tabla 9; Figura 9). Al cubrir N, los frutales requirieron las menores dosis de CXAR en los tres manejos, seguidos de frutos secos, olivar y viñedo. Sin embargo, esta mayor eficiencia se asoció a un comportamiento menos favorable de la MO: en TR la dosis de 0,93 t ha⁻¹ año⁻¹ en frutales coincidió con una pérdida media de 19,7 t MO ha⁻¹, mientras que el viñedo requirió 10,76 t ha⁻¹ año⁻¹ y redujo la pérdida a 1,1 t MO ha⁻¹. Bajo REGpc el mismo gradiente se mantuvo, desde 0,02 t ha⁻¹ año⁻¹ y -2,8 t MO ha⁻¹ en frutales hasta 7,52 t ha⁻¹ año⁻¹ y +12,9 t MO ha⁻¹ en viñedo.

El análisis de dominancia de Pareto confirmó este compromiso: al cubrir N los cuatro cultivos fueron no dominados en los tres manejos, ya que una menor dosis implicó sistemáticamente un menor beneficio sobre la MO. Para mantener MO, los cuatro cultivos permanecieron no dominados en REGp y

REGpc por el compromiso entre dosis y excedente de N; la excepción fue TR, donde el viñedo combinó simultáneamente la menor dosis ($12,07 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y el menor excedente ($5,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$), constituyendo la única alternativa no dominada.

Tabla 9. Eficiencia unitaria y cobertura territorial potencial del compost del Xarpolar en los cuatro cultivos principales, según manejo y objetivo de dosificación. En las columnas de dosis/eficiencia se muestran la dosis de CXAR y la superficie atendible por tonelada (ha t^{-1}); En las columnas de superficie se muestran las hectáreas potencialmente atendibles y el porcentaje de la superficie total del cultivo; ★ identifica las alternativas no dominadas según el criterio de Pareto a escala unitaria y al incluir la estructura territorial. La cobertura se calcula suponiendo que las $262,7 \text{ t año}^{-1}$ de CXAR se destinan íntegramente a cada cultivo.

Cultivo	Manejo	Cubrir N Dosis / ha por t	Cubrir N Superficie (ha / %)	Mantener MO Dosis / ha por t	Mantener MO Superficie (ha / %)
Frutales	TR	★ 0,93 / 1,07	281,5 / 12,9 %	12,74 / 0,078	20,6 / 0,9 %
Frutales	REGp	★ 0,04 / 24,51	★ 2174,3 / 100,0 %	★ 6,64 / 0,151	39,6 / 1,8 %
Frutales	REGpc	★ 0,02 / 43,10	★ 2174,3 / 100,0 %	★ 1,90 / 0,526	138,0 / 6,3 %
Frutos secos	TR	★ 5,55 / 0,180	47,4 / 6,5 %	12,37 / 0,081	21,2 / 2,9 %
Frutos secos	REGp	★ 4,32 / 0,231	60,8 / 8,3 %	★ 8,26 / 0,121	31,8 / 4,4 %
Frutos secos	REGpc	★ 2,91 / 0,344	90,4 / 12,4 %	★ 3,74 / 0,267	70,3 / 9,7 %
Olivar	TR	★ 8,16 / 0,123	32,2 / 0,6 %	12,46 / 0,080	21,1 / 0,4 %
Olivar	REGp	★ 6,96 / 0,144	37,7 / 0,7 %	★ 8,48 / 0,118	31,0 / 0,6 %
Olivar	REGpc	★ 5,54 / 0,181	47,4 / 0,9 %	★ 5,62 / 0,178	46,7 / 0,9 %
Viñedo	TR	★ 10,76 / 0,093	★ 24,4 / 19,8 %	★ 12,07 / 0,083	★ 21,8 / 17,6 %
Viñedo	REGp	★ 8,94 / 0,112	★ 29,4 / 23,8 %	★ 8,96 / 0,112	★ 29,3 / 23,7 %
Viñedo	REGpc	★ 7,52 / 0,133	★ 34,9 / 28,3 %	★ 7,52 / 0,133	★ 34,9 / 28,3 %

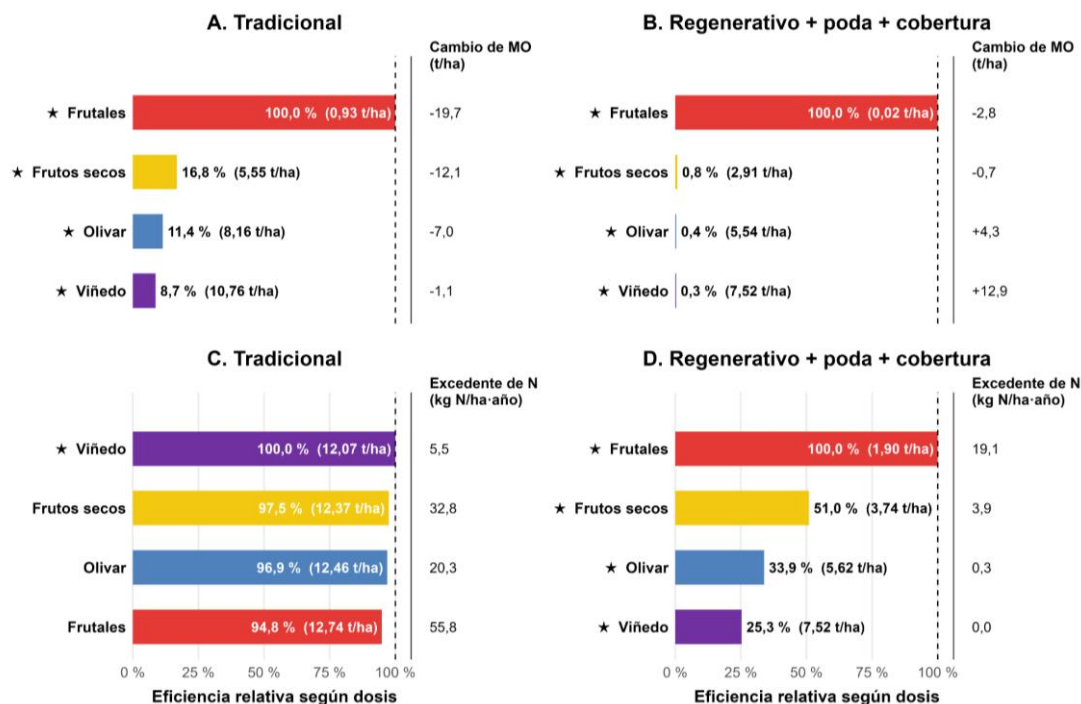


Figura 9. Eficiencia agrónomica unitaria del CXAR por cultivo bajo manejo tradicional (TR) y regenerativo con poda y cubierta (REGpc). Las barras muestran la eficiencia relativa según la dosis requerida y ★ las alternativas no dominadas según el criterio de Pareto al considerar también la variación de MO (objetivo N) o el excedente de N (objetivo MO).

La incorporación de la superficie real modificó sustancialmente esta lectura (Figura 10). Para cubrir N bajo TR, el viñedo fue la única alternativa territorialmente no dominada, al combinar la mayor cobertura potencial (19,8 %) con la menor pérdida de MO ($-1,1 \text{ t ha}^{-1}$). Con REGp y REGpc el frente de Pareto incluyó conjuntamente frutales y viñedo: los frutales alcanzaron el 100 % de cobertura potencial, mientras que el viñedo presentó una cobertura menor pero un balance de MO claramente más favorable.

Cuando el objetivo fue mantener MO, el viñedo constituyó la única alternativa territorialmente no dominada en los tres manejos. En REGpc, por ejemplo, podría atenderse el 28,3 % de su superficie con un excedente de N prácticamente nulo, frente al 9,7 % de frutos secos con $3,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o al 6,3 % de frutales con $19,1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. En este caso, la presencia del viñedo como única alternativa no dominada indica que las restantes asignaciones pueden descartarse bajo los dos criterios considerados, mientras que la coexistencia de varias alternativas no dominadas en otros

escenarios refleja un compromiso real entre cobertura y efecto agronómico que el análisis, deliberadamente, no resuelve mediante ponderaciones. En conjunto, el análisis distingue así la eficiencia intrínseca por unidad de CXAR de la comparación que emerge al incorporar la distribución real de los cultivos en el territorio.

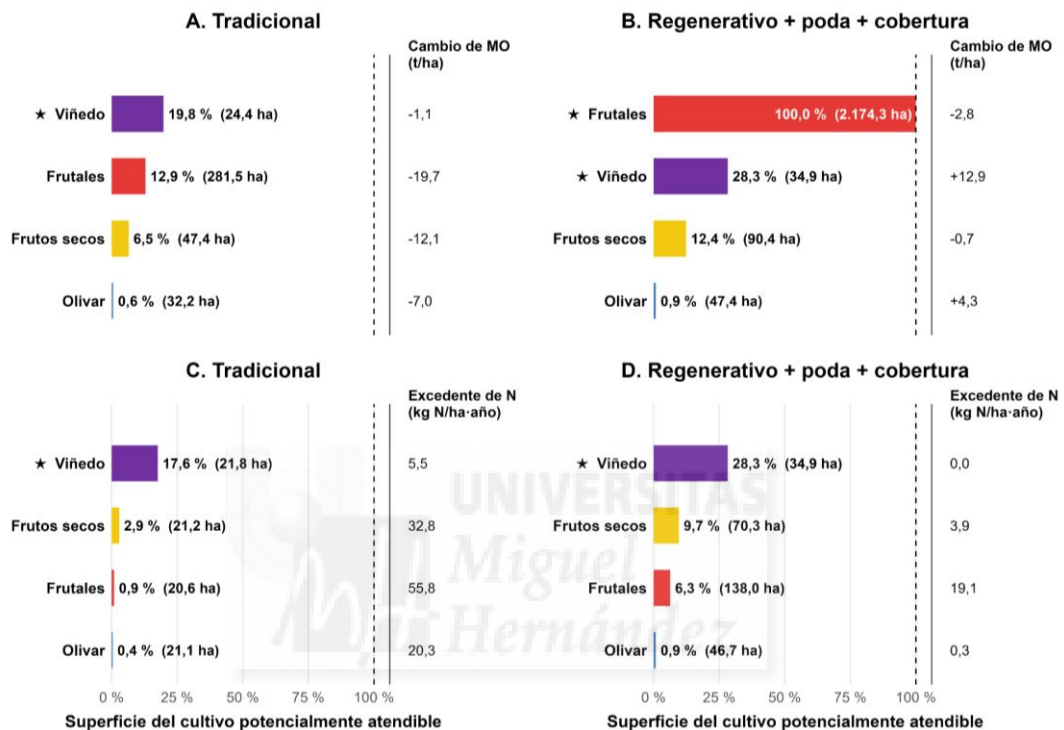


Figura 10. Comparación territorial del CXAR por cultivo bajo manejo tradicional (TR) y regenerativo con poda y cubierta (REGpc), suponiendo la asignación íntegra de 262,7 t año⁻¹ a cada cultivo. ★ identifica las alternativas Pareto no dominadas al combinar cobertura potencial y efecto agronómico secundario.

4.4. Resultados económicos de los escenarios de gestión y fertilización

Tomando E0 como referencia, la gestión atribuible a la FORS supuso 61.308 € año⁻¹. E1-A elevó este coste hasta 90.815 € año⁻¹, mientras que E2-A alcanzó 64.603 € año⁻¹. Dado que los costes propios de operación de E3 no pudieron cuantificarse, estas cantidades delimitan el margen máximo que podría destinarse al compostaje comunitario antes de perder su ventaja frente a cada alternativa. Normalizados por la producción potencial, los umbrales equivalen respectivamente a 233, 246 y 346 € t⁻¹ de CXAR (Tabla

10). Los costes unitarios completos de los escenarios de gestión se presentan en el Anexo 3.

Tabla 10. Síntesis económica de los principales escenarios de referencia y umbral máximo de coste operativo de E3. El umbral representa el presupuesto anual que podría asumir el compostaje comunitario antes de igualar el coste del escenario comparado; se expresa también por habitante y por tonelada de CXAR potencial (262,7 t año⁻¹).

Escenario de referencia	Coste de gestión (€/año)	Diferencia vs E0 (€/año)	Umbral E3 (€/año)	Umbral E3 (€/hab·año)	Umbral E3 (€/t CXAR)
E0	61.308	0	61.308	7,55	233
E1-A	90.815	+29.508	90.815	11,19	346
E2-A	64.603	+3.295	64.603	7,96	246

La comparación con los fertilizantes mostró un segundo límite económico, asociado al valor agrícola del CXAR. Para cubrir N, el precio de paridad fue bajo frente al fertilizante inorgánico (6,4–6,9 € t⁻¹), intermedio frente a CCEN-E1A (22,8–23,7 € t⁻¹) y mayor frente a OR (45,2–48,0 € t⁻¹) y CCOM (49,8–50,9 € t⁻¹). Para mantener MO, la paridad frente a CCEN-E1A permaneció próxima (22,0–23,4 € t⁻¹), mientras que aumentó frente a CCOM (40,1–47,7 € t⁻¹) y, especialmente, frente a OR (78,4–108,9 € t⁻¹) (Tabla 11). Las diferencias entre manejos fueron reducidas en la comparación con compost centralizado, pero más amplias frente al fertilizante orgánico cuando el objetivo fue mantener MO.

Tabla 11. Precio de paridad agronómica del CXAR (€/t) frente a las alternativas de fertilización, por objetivo y manejo. El valor indica el precio máximo del CXAR que igualaría el coste anual de fertilización por hectárea de la alternativa. No representa un precio recomendado de venta.

Objetivo	Manejo	vs IN	vs OR	vs CCOM	vs CCEN-E1A
Cubrir N	TR	6,36	45,2	50,9	22,8
	REGp	6,60	46,6	50,4	23,2
	REGpc	6,88	48,0	49,8	23,7
Mantener MO	TR	—	108,9	40,1	22,0
	REGp	—	108,0	42,5	22,5
	REGpc	—	78,4	47,7	23,4

En conjunto, ambos análisis delimitan dimensiones económicas distintas y complementarias: el umbral público establece cuánto podría costar la operación del sistema comunitario sin superar otras formas de gestión, mientras que la paridad agronómica estima qué valor unitario podría atribuirse al compost desde la perspectiva del usuario agrícola.

4.5. Comparación multidimensional de fertilizantes, manejos y objetivos

Los mapas de calor mostraron diferencias claras en el perfil multidimensional de las alternativas, aunque su magnitud dependió del objetivo de dosificación (Figuras 11 y 12). Cuando la fertilización se orientó a cubrir la demanda de N, todos los escenarios alcanzaron valores máximos o próximos al máximo en satisfacción nitrogenada y mantuvieron excedentes reducidos, por lo que la diferenciación se concentró principalmente en el mantenimiento de MO, la cantidad de fertilizante requerida y los indicadores económicos. IN destacó por su baja demanda de producto y coste de fertilización, pero presentó el comportamiento menos favorable respecto a la conservación de MO; por el contrario, los compost mejoraron progresivamente este indicador, especialmente al incorporar poda y cubierta. CXAR combinó este comportamiento agronómico con el mayor ahorro público, lo que determinó el perfil conjunto más favorable.

Al imponer el mantenimiento de la MO aumentó la diferenciación entre alternativas (Figura 12). En este caso desapareció el compromiso asociado a la pérdida de MO, pero adquirieron mayor importancia los excedentes de N, la dosis necesaria y el coste de fertilización. OR presentó el perfil más desfavorable, especialmente bajo manejo tradicional, debido a la combinación de elevados excedentes nitrogenados y coste de fertilización. CCOM redujo el excedente de N respecto a OR, mientras que CCEN-E1A y CXAR presentaron perfiles agronómicos equivalentes al compartir parametrización del compost, diferenciándose fundamentalmente en la dimensión económica. La incorporación de poda y cubierta desplazó de forma general los escenarios hacia puntuaciones más favorables, reduciendo simultáneamente la necesidad de aportes externos y los desequilibrios asociados al mantenimiento de MO.

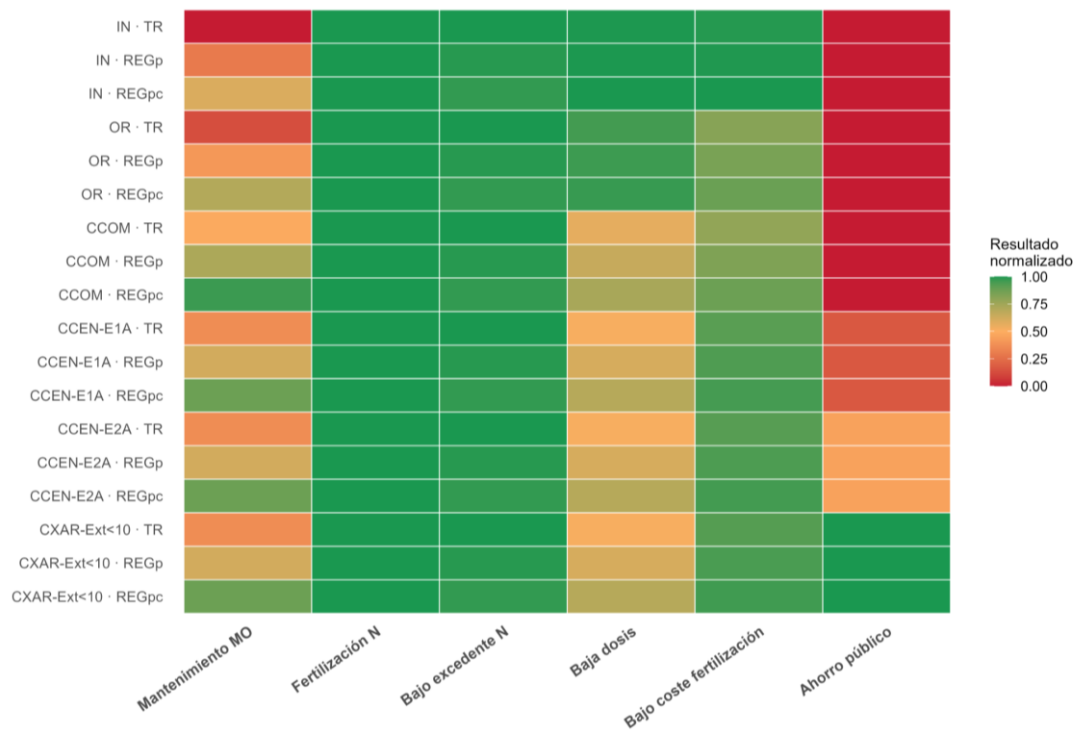


Figura 11. Mapa de calor de los seis indicadores normalizados utilizados para la selección de escenarios con el objetivo de cubrir la demanda de N. Un valor de 1 representa el resultado más favorable y 0 el menos favorable dentro de la escala común empleada. Las abreviaturas de fertilizantes y manejos se definen en Materiales y Métodos (apartados 3.4 y 3.6; Anexo 2). E1A corresponde a recogida separada y tratamiento centralizado con <10 % de impropios.

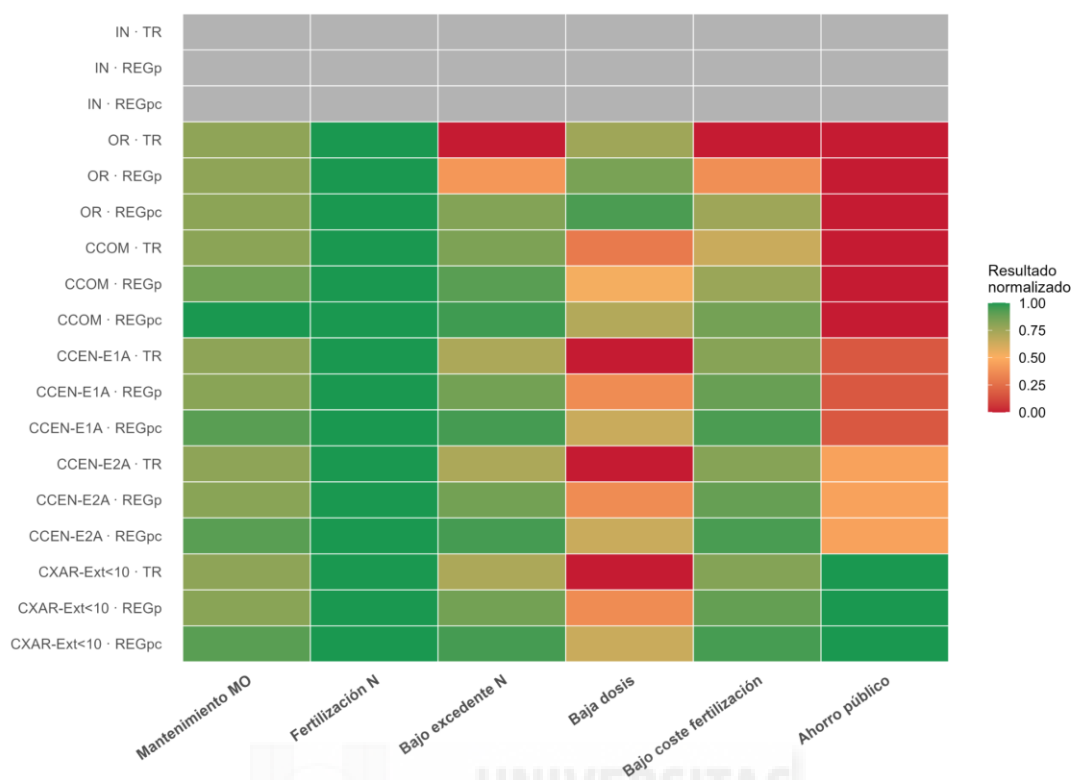


Figura 12. Mapa de calor de los seis indicadores normalizados utilizados para la selección de escenarios con el objetivo de mantener la materia orgánica inicial. Un valor de 1 representa el resultado más favorable y 0 el menos favorable. Los escenarios con fertilización inorgánica se muestran en gris por no ser aplicables al mantenimiento directo de la MO. Abreviaturas según Figura 11 y Materiales y Métodos (apartados 3.4 y 3.6; Anexo 2).

Los perfiles radar confirmaron estos patrones y permitieron visualizar los compromisos entre dimensiones que quedan parcialmente ocultos al considerar cada indicador de forma independiente (Figura 13). Para cubrir N, ninguna de las alternativas comerciales maximizó simultáneamente todos los criterios: IN presentó ventajas en demanda y coste de fertilización a costa de un peor comportamiento de la MO, mientras que las fuentes orgánicas mejoraron esta dimensión con mayores necesidades de producto. CXAR mostró el perfil más equilibrado al combinar el comportamiento agronómico del compost con la ventaja asociada al ahorro público. Bajo el objetivo de mantener MO, las diferencias entre fertilizantes fueron más acusadas en TR y tendieron a reducirse con REGp y, especialmente, REGpc. El desplazamiento progresivo de los perfiles hacia valores más favorables con la incorporación de poda y cubierta mostró que la mejora del índice

agregado no respondió a un único indicador, sino a una mejora simultánea de varias dimensiones.

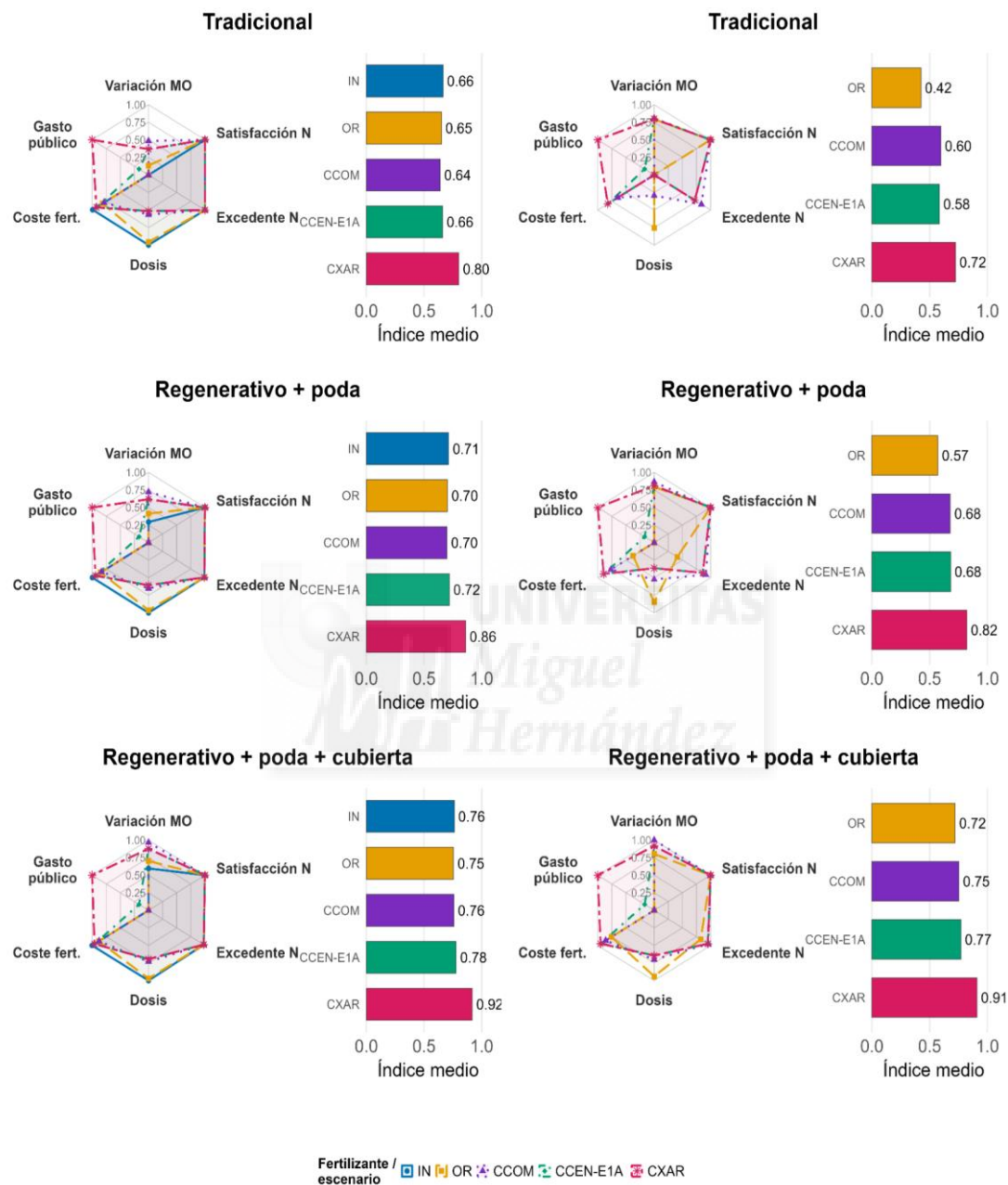


Figura 13. Perfiles multidimensionales e índice medio agregado de los resultados del modelo para los tres manejos agrícolas y los dos objetivos de dosificación. La columna izquierda corresponde al objetivo de cubrir N y la derecha al objetivo de mantener MO. Las siglas se definen en Materiales y Métodos (apartados 3.4 y 3.6).

En consecuencia, el índice medio asociado a los radares mantuvo a CXAR en la primera posición en ambos objetivos, mientras que las restantes

alternativas mostraron posiciones más próximas entre sí y dependientes del criterio de dosificación. La comparación visual indicó además que el efecto del manejo fue relativamente transversal a las fuentes de fertilización: REGpc produjo los perfiles más equilibrados, mientras que TR concentró los principales compromisos entre mantenimiento de MO, excedente de N, demanda de fertilizante y coste.

La síntesis conjunta confirmó que CXAR alcanzó el mayor índice medio tanto al cubrir N (0,86; rango 0,12) como al mantener MO (0,82; rango 0,19) (Figura 14). En el primer objetivo, CCEN-E1A, IN, OR y CCOM presentaron valores muy próximos (0,70–0,72), mientras que al mantener MO aumentó la separación entre alternativas, con CCEN-E1A y CCOM en 0,68 y OR en 0,57. Por tanto, la elección de la fuente de fertilización mostró una mayor capacidad de diferenciación cuando el objetivo incorporó explícitamente la conservación de la MO.

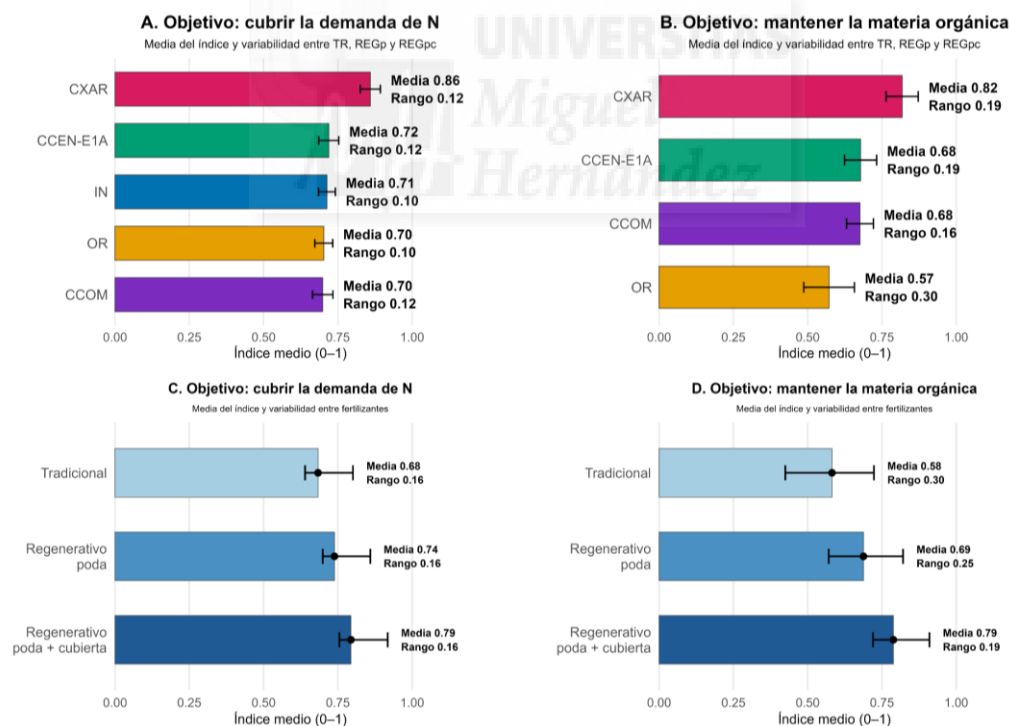


Figura 14. Síntesis del índice multidimensional por fertilizante, manejo y objetivo. Los paneles A–B muestran, para cada objetivo, la media del índice de cada fertilizante entre los tres manejos y el rango mínimo–máximo correspondiente; las barras de error representan el error estándar entre manejos. Los paneles C–D muestran la media del índice de cada manejo entre fertilizantes y el intervalo mínimo–máximo entre éstos. El índice corresponde al promedio simple de los seis indicadores normalizados. IN no se representa para el objetivo de mantener MO.

El análisis por manejo mostró, a su vez, una mejora progresiva desde TR hacia REGpc. Para cubrir N, el índice medio aumentó de 0,68 en TR a 0,74 en REGp y 0,79 en REGpc, manteniéndose constante en 0,16 el rango entre fertilizantes. El efecto fue más acusado al mantener MO, donde el índice aumentó de 0,58 a 0,69 y 0,79, respectivamente, mientras que el rango entre fertilizantes se redujo de 0,30 en TR a 0,25 en REGp y 0,19 en REGpc. Así, además de elevar el comportamiento medio del sistema, la incorporación progresiva de biomasa redujo las diferencias entre fuentes de fertilización cuando el objetivo exigió conservar la MO.



5. DISCUSIÓN

La valorización de los biorresiduos se plantea como una respuesta local a un problema más amplio de uso creciente de recursos y generación de residuos, en el que la economía circular exige no solo transformar el residuo, sino reintegrarlo de forma útil, sostenible y económicamente viable en el sistema productivo. El compostaje permite convertir la FORS en un recurso agronómico con una doble función fertilizante y enmendante, cuya utilidad depende de la disponibilidad temporal del N y de su contribución al mantenimiento de la MO; a su vez, el retorno de poda y las cubiertas vegetales pueden reducir la necesidad de aportes externos mediante el cierre de flujos dentro de la propia explotación. En territorios rurales y dispersos como el Xarpolar, estas funciones deben valorarse además a escala territorial, considerando la disponibilidad limitada del recurso, la organización centralizada o de proximidad de la gestión y la distribución de sus costes y beneficios, por lo que la valorización efectiva requiere integrar criterios agronómicos, territoriales y económicos y, cuando existen compromisos entre ellos, herramientas de apoyo multicriterio. Sobre esta base, este trabajo planteó caracterizar el territorio y los recursos disponibles, modelizar conjuntamente los balances de N y MO bajo diferentes fertilizantes y manejos, estimar la capacidad real de cobertura y priorización del compost comunitario y comparar las implicaciones económicas de las alternativas de gestión y fertilización.

5.1. Capacidad agronómica del compost: fertilización nitrogenada frente al mantenimiento de la materia orgánica

Los resultados del modelo ponen de manifiesto que la aptitud agronómica de un compost no puede evaluarse mediante un único criterio de dosificación. Cuando el objetivo fue cubrir la demanda de N, todas las alternativas alcanzaron la satisfacción nitrogenada prevista, pero las fuentes se diferenciaron ampliamente en la dosis de producto necesaria y en la evolución de la materia orgánica. El fertilizante inorgánico resolvió la demanda con dosis muy reducidas, mientras que los compost necesitaron varios órdenes de magnitud más de producto por su menor concentración y por la disponibilidad gradual del N orgánico. Este patrón es, no obstante,

esperable en uso de compost de biorresiduos como fertilizantes, que presentan una disponibilidad inmediata de N generalmente baja y una contribución residual prolongada de aplicaciones anteriores (Amlinger et al., 2003; Sullivan et al., 2003; Geisseler, 2021). Por tanto, la mayor dosis física de CXAR no debe interpretarse por sí sola como una menor eficacia, sino como consecuencia de que el producto aporta simultáneamente nutrientes y una fracción orgánica estabilizada.

La comparación entre los objetivos de cubrir N y mantener MO muestra, sin embargo, un desacoplamiento relevante entre ambas funciones. Bajo manejo tradicional, una dosificación gobernada únicamente por el N permitió satisfacer la demanda pero condujo a pérdidas de MO en todos los fertilizantes; estas pérdidas fueron máximas con IN y menores con los compost. Cuando se impuso además el mantenimiento del stock inicial de MO, la restricción orgánica pasó a controlar la dosis en una parte importante de los escenarios y aparecieron excedentes de N. Este comportamiento es consistente con los efectos acumulativos observados en ensayos de larga duración: las aplicaciones repetidas de compost incrementan el C orgánico y modifican la fertilidad del suelo, pero también generan reservas de N que continúan mineralizándose después de la aplicación (Kätterer et al., 2014; Reimer et al., 2023). Es por esto que la sustitución de fertilización mineral por compost debe analizarse considerando simultáneamente respuesta del cultivo, estado del suelo y pérdidas potenciales de N (Maucieri et al., 2019).

Este resultado tiene una implicación práctica importante. Si la dosis de compost se fija exclusivamente a partir de la demanda anual de N, puede infravalorarse su función como enmienda; si se fija únicamente para reponer MO, puede incorporarse más N del necesario. En el modelo, este segundo efecto fue especialmente acusado para OR bajo TR, mientras que los compost presentaron excedentes menores. La diferencia deriva de la relación específica de cada producto entre N disponible y MO estable y confirma que los fertilizantes orgánicos no son intercambiables únicamente por su N total. Esto muestra que la calidad y la utilidad agronómica del compost dependen de la forma de los nutrientes, la estabilidad de la materia orgánica y las condiciones de uso, además de la composición total (Bernal et al., 2017; Cao et al., 2023; Geisseler, 2021; Maucieri et al., 2019; Toselli et al., 2019).

Los excedentes calculados deben interpretarse como N potencialmente disponible por encima de la demanda representada en el modelo, no como pérdidas ambientales efectivas. La lixiviación, volatilización, desnitrificación o inmovilización temporal no se simularon de forma explícita, por lo que no es posible traducir directamente esos excedentes en emisiones o contaminación. Aun así, su aparición constituye una señal agronómica útil: indica escenarios en los que la dosis necesaria para sostener la MO se aleja de la dosis compatible con la demanda nitrogenada. En este sentido, la principal aportación del balance conjunto N–MO no es definir una dosis universal de compost, sino identificar cuándo ambas funciones son compatibles y cuándo requieren compromisos o ajustes adicionales de manejo.

5.2. El manejo agrícola modifica la función y la demanda de compost

El gradiente TR–REGp–REGpc fue uno de los factores con efecto más consistente sobre el conjunto de resultados. El retorno de poda redujo la necesidad de fertilización externa y la incorporación adicional de cubierta vegetal intensificó esa reducción. Para CXAR, al mantener MO la dosis media descendió de 12,52 t ha⁻¹ año⁻¹ en TR a 7,99 en REGp y 4,50 en REGpc, mientras que el excedente de N se redujo de 30,4 a 15,2 y 5,4 kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. El resultado sugiere que las entradas orgánicas generadas dentro de la propia explotación no solo contribuyen al stock de MO, sino que reducen el desacoplamiento entre la dosis impuesta por la conservación del suelo y la requerida para cubrir N.

La dirección de este efecto coincide con la evidencia disponible para cultivos leñosos mediterráneos. Prácticas recomendadas de manejo, entre ellas cubiertas y aportes orgánicos, pueden aumentar el secuestro de C en cultivos mediterráneos (como olivar, almendro y viñedo), aunque con una respuesta muy dependiente del clima, la duración y el sistema de cultivo (Vicente-Vicente et al., 2016). En olivares de secano, las cubiertas se han asociado con una mayor acumulación o redistribución favorable de C y N del suelo (Vicente-Vicente et al., 2017; Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2021; Pareja-Sánchez et al., 2024). De forma complementaria, la trituración y permanencia de los restos de poda puede incrementar el aporte de C y

mejorar propiedades edáficas cuando la biomasa acumulada es suficiente (Taguas et al., 2021), y su combinación con cubiertas refuerza el potencial de secuestro bajo diferentes condiciones edafoclimáticas (Repullo-Ruibérriz de Torres et al., 2024).

La lectura conjunta de poda y cubierta es especialmente relevante para el Xarpolar porque ambas representan recursos internos, mientras que el compost constituye una entrada procedente del sistema municipal de residuos. Los resultados indican que el valor del CXAR depende, por tanto, del sistema agrícola que lo recibe: bajo TR debe asumir en mayor medida una función enmendante, mientras que bajo REGpc parte de esa función es cubierta por biomasa producida en la propia parcela y el compost puede acercarse a una función más específica de aporte de nutrientes. Esta complementariedad se ha observado especialmente en el manejo de frutales mediterráneos, donde se ha relacionado la conservación de residuos, cubiertas y aportes orgánicos con el mantenimiento del SOC y de varios servicios del suelo (Montanaro et al., 2017).

No obstante, los resultados no deben interpretarse como una validación global de la agricultura regenerativa ni como prueba de que REGpc sea superior en todos los aspectos del agroecosistema. El modelo representa explícitamente solo determinadas entradas de MO y N y no incorpora, por ejemplo, competencia hídrica de las cubiertas, costes de manejo, efectos sobre producción, biodiversidad o emisiones. No todas las prácticas agrupadas bajo agricultura regenerativa que aumentan el C del suelo implican con ello una respuesta uniforme del rendimiento (Jordon et al., 2022). Este trabajo muestra, por tanto, que bajo las condiciones y variables modelizadas mantener poda y cubierta redujeron la dependencia de aportes orgánicos externos y mejoraron la compatibilidad entre los objetivos de N y MO.

5.3. Disponibilidad del CXAR y capacidad real de cerrar ciclos a escala territorial

La principal limitación territorial del CXAR no fue su aptitud agronómica, sino su disponibilidad. Las 262,7 t año⁻¹ de compost potencial representan menos del 1 % de la demanda total estimada en todos los escenarios, que

osciló entre 34.291 y 110.538 t año⁻¹. Esta diferencia de escala obliga a distinguir entre circularidad y autosuficiencia. La valorización local puede recuperar una corriente de materia y nutrientes y sustituir una parte de los insumos externos sin que el territorio sea capaz de abastecer toda su demanda con biorresiduos municipales. Esto apunta a que, en sistemas de recirculación urbano-rural, la capacidad de cerrar ciclos está condicionada por la coincidencia espacial entre oferta de nutrientes, demanda agrícola y distancias de transporte, y no solo por la existencia de una tecnología de recuperación (Trimmer & Guest, 2018; Fleitas Girett et al., 2023; Tampio et al., 2022).

Un ejercicio de orden de magnitud permite visualizar esta restricción. Bajo los supuestos empleados para el Xarpolar, 8.118 habitantes generan un potencial de 262,7 t de compost, equivalente a unos 32,4 kg de compost por habitante y año. Si esa relación se extrapolara linealmente, serían necesarios aproximadamente 1,06 millones de habitantes para generar las 34.291 t año⁻¹ requeridas por el escenario más eficiente para cubrir N (REGpc) y unos 3,42 millones para las 110.538 t año⁻¹ necesarias para mantener MO bajo TR. Estas cifras no constituyen una proyección demográfica —la generación de residuos, la separación efectiva, la disponibilidad de poda y el rendimiento del compostaje varían entre territorios—, pero muestran que la autosuficiencia agrícola basada únicamente en compost municipal no es posible en el sistema estudiado.

La escala real de implantación de la recogida separada refuerza esta cautela. El Consorcio TERRA informó de 717 t de FORS recogidas separadamente en 2024 frente a unas 80.000 t de residuos generados en el conjunto de sus 37 municipios, y señaló la necesidad de ampliar la participación y mejorar la separación en origen (Consorcio TERRA, 2025b). Ese dato representa la fracción efectivamente capturada en una fase todavía incompleta de implantación, no la generación potencial de biorresiduos, pero ilustra que transformar un potencial teórico en un flujo estable de materia prima requiere tiempo, infraestructura, participación ciudadana y control de impropios. Especialmente, en modelos de compostaje descentralizado, la escala, la distribución de la población, la calidad de la separación y la organización local condicionan el rendimiento real de estos sistemas (de Souza & Drumond, 2022; Alves et al., 2024).

Al mismo tiempo, la comparación entre manejos demuestra que la demanda no es una constante. REGpc redujo la demanda territorial de CXAR un 36 % respecto a TR cuando el objetivo fue cubrir N y aproximadamente un 64 % cuando se exigió mantener MO. En consecuencia, aumentar el reciclaje es solo una de las vías para mejorar el cierre de ciclos; la otra consiste en reducir la dependencia de aportes externos mediante el manejo del sistema receptor. Modelos de circularidad del sistema alimentario europeo llegan a una conclusión análoga: reciclar flujos residuales mejora la eficiencia, pero no elimina necesariamente la necesidad de nutrientes externos y debe combinarse con cambios en producción, consumo y manejo de recursos (van Zanten et al., 2023).

5.4. Priorización del recurso: eficiencia unitaria, estructura territorial y compromisos agronómicos

La escasez del recurso convierte su asignación en una cuestión distinta de la simple comparación entre fertilizantes. A escala unitaria, los frutales mostraron las menores dosis de CXAR para cubrir N, pero esa eficiencia material estuvo asociada a pérdidas de MO mayores que en cultivos con dosis superiores. Por ello, los cuatro cultivos permanecieron no dominados bajo este objetivo: mejorar la superficie atendible por tonelada implicaba aceptar un efecto menos favorable sobre la MO. El resultado ilustra por qué un recurso recuperado no debe priorizarse únicamente mediante un solo criterio de eficiencia.

La incorporación de la estructura territorial modificó además el frente de Pareto. Bajo TR, el viñedo pasó a ser la única alternativa territorialmente no dominada para cubrir N, mientras que con REGp y REGpc coexistieron frutales y viñedo: los primeros maximizaban cobertura potencial y el segundo ofrecía un balance de MO más favorable. Para mantener MO, el viñedo fue la única alternativa no dominada en los tres manejos. Esta transición desde la eficiencia por hectárea hacia la utilidad territorial coincide con la lógica general de la recirculación de nutrientes, donde la localización y la magnitud de la demanda determinan qué destinos son realmente útiles para un flujo recuperado (Trimmer & Guest, 2018).

El análisis de Pareto resulta adecuado precisamente porque evita convertir estos compromisos en una puntuación única antes de conocer las preferencias de gestión, siendo recomendada para la resolución de problemas de optimización en la gestión ambiental y de recursos (Emmerich & Deutz, 2018; Kennedy et al., 2008). En el presente trabajo, la opción no dominada no identifica un cultivo universalmente preferible, sino una opción que no puede descartarse frente a otra simultáneamente superior en los criterios considerados. Cuando dos alternativas permanecen en el frente, cualquier selección final requiere incorporar prioridades adicionales, como proximidad logística, disponibilidad de agricultores, calidad del suelo, objetivos de restauración o criterios sociales. Esta necesidad de conservar explícitamente los compromisos entre objetivos ilustra que eficiencia económica y disponibilidad de recursos pueden conducir a soluciones distintas (Tampio et al., 2022).

Este carácter condicional es también una limitación deliberada. El frente cambiaría si se añadieran otros objetivos —por ejemplo, costes de distribución del compost, emisiones de transporte, riesgo de erosión, disponibilidad hídrica o aceptación del usuario—. Por ello, el análisis de priorización debe interpretarse como una herramienta transparente de apoyo a la decisión y no como una receta territorial. Su principal utilidad es distinguir entre alternativas claramente dominadas y compromisos reales, conservando visible la razón por la que una opción puede ser preferible bajo un criterio y no bajo otro.

5.5. Economía de la valorización: distribución de costes, valor agronómico y posibilidades de cofinanciación

Los resultados económicos muestran que separar y compostar la FORS no implica necesariamente reducir el gasto público de gestión respecto a la situación de referencia. Los escenarios de tratamiento y/o recogida centralizada de biorresiduos (E1 y E2) muestran un mayor coste que el escenario actual de recogida sin separar para la eliminación (E0). E1-A alcanzó 90.815 € año⁻¹, 29.508 € más que E0, y E2-A 64.603 € año⁻¹, 3.295 € más. Desde una contabilidad estrictamente municipal, por tanto, la centralización o la recogida específica de biorresiduos pueden introducir un

sobrecoste. Sin embargo, esta lectura es incompleta si el producto obtenido sustituye fertilizantes o enmiendas que el sector agrícola habría adquirido por otra vía. La valorización transfiere parte del beneficio desde la cuenta de residuos hacia la cuenta de producción agrícola, un rasgo que también aparece en evaluaciones multidisciplinares y de ciclo de vida del compostaje comunitario (De Boni et al., 2022; Liao et al., 2023). Esta cuestión adquiere especial relevancia en el Xarpolar, donde la baja densidad de población y la dispersión de pequeños núcleos incrementan el peso relativo de la recogida y del transporte hacia instalaciones centralizadas. En contextos rurales comparables, el tratamiento descentralizado puede evitar parte de esos desplazamientos y costes asociados, aunque su ventaja final depende de la organización operativa, la mano de obra y la escala (Oviedo et al., 2025; Liao et al., 2023).

Los precios de paridad permiten aproximar ese segundo componente sin confundirlo con un precio comercial recomendado. Para cubrir N, el CXAR solo podría competir con IN a unos 6–7 € t⁻¹, pero su paridad se sitúa alrededor de 45–51 € t⁻¹ frente a OR o CCOM; al mantener MO, alcanza 78–109 € t⁻¹ frente a OR. Si las 262,7 t año⁻¹ de CXAR sustituyeran completamente compras a esos valores, el ahorro agrícola equivalente sería de aproximadamente 1,7–1,8 mil € año⁻¹ frente a IN, unos 12–13 mil € frente a OR/CCOM al cubrir N y hasta 20,6–28,6 mil € frente a OR cuando el objetivo es mantener MO. Estos importes son ilustrativos y suponen una utilización completa del producto; muestran, no obstante, que el sobrecoste público de E2-A podría quedar ampliamente compensado a escala del sistema por ahorro agrícola, mientras que el de E1-A solo se aproxima a compensarse en las comparaciones de mayor valor sustitutivo. El resultado refuerza la necesidad de evaluar conjuntamente quién soporta los costes y quién recibe los beneficios.

Esta dualidad abre también una vía para discutir la comercialización o cesión valorizada del compost público. Una tarifa hipotética de 50 € t⁻¹ —situada en el entorno de la paridad frente a compost comercial y fertilizante orgánico para el objetivo N— generaría alrededor de 13.100 € año⁻¹ si se comercializara toda la producción potencial. Si esos ingresos se reinvirtieran en el propio sistema, podrían cofinanciar personal, trituración, control analítico, mantenimiento o distribución y ampliar el presupuesto operativo

disponible para implantar un sistema de compostaje comunitario local (E3). Todo esto confirma que la viabilidad de los modelos comunitarios está fuertemente determinada no sólo por el valor de mercado o de sustitución del compost, sino también por la participación ciudadana y los costes de operación (Marcello et al., 2021; De Boni et al., 2022; Oviedo et al., 2025). No obstante, cualquier salida comercial real exigiría incorporar regulación, garantía de calidad, costes de distribución, demanda efectiva y mecanismos administrativos de fijación de precios, aspectos no evaluados en este trabajo.

El escenario E3 debe interpretarse desde esta misma lógica. El modelo no asignó un coste operativo propio al compostaje comunitario; en lugar de asumir que ese coste es cero, calculó el presupuesto máximo que podría absorber antes de igualar otras formas de gestión. El margen fue de 61.308 € año⁻¹ frente a E0, 64.603 € frente a E2-A y 90.815 € frente a E1-A, equivalentes a 233–346 € por tonelada de CXAR potencial. Estos valores son significativamente superiores a los precios de paridad agrícola, lo que confirma que el servicio público de gestión y el valor de mercado del producto son magnitudes distintas. El sistema comunitario podría, por tanto, ser competitivo aun soportando costes operativos relevantes, y una eventual recuperación parcial de costes mediante el uso o comercialización del compost constituiría un complemento, no la fuente exclusiva de financiación. Aspectos como la mecanización, mano de obra, escala y diseño operativo condicionan sustancialmente los costes (Oviedo et al., 2025), siendo, no obstante, la capacidad de sustitución de productos y el precio del compost variables económicas de gran influencia (Liao et al., 2023).

En consecuencia, el siguiente paso para el Xarpolar no debería ser asumir un coste estándar de E3, sino registrar los costes reales de operación durante varios ciclos y construir un análisis de sensibilidad que combine financiación pública, valor sustitutivo y posibles ingresos del producto.

5.6. De la circularidad de residuos a la circularidad del sistema productivo

La lectura integrada de los resultados conduce a una conclusión más amplia: mejorar la gestión de residuos es necesario, pero no suficiente para

cerrar ciclos materiales. La producción local de CXAR es demasiado pequeña para cubrir la demanda potencial de toda la superficie agrícola, mientras que las prácticas de manejo reducen de forma sustancial esa demanda. La circularidad efectiva depende, por tanto, de actuar simultáneamente sobre la oferta de recursos recuperados y sobre la necesidad de insumos del sistema receptor. Esta interpretación coincide con la Agencia Europea de Medio Ambiente, que advierte que maximizar el reciclaje no basta si el uso absoluto de materiales continúa siendo elevado y sitúa la circularidad en un marco más amplio de reducción, reutilización y cambio de los modelos de producción y consumo (EEA, 2024a, 2024b; EIP-AGRI Service Point, 2017; Fleitas Girett et al., 2023).

En el Xarpolar, este argumento se hace tangible al comparar TR y REGpc. La incorporación de biomasa interna reduce la cantidad de compost necesaria y mejora simultáneamente varios indicadores, pero incluso el escenario más eficiente sigue requiriendo un volumen de compost muy superior al generado por los biorresiduos municipales. El sistema no puede hacerse autosuficiente simplemente recogiendo mejor la fracción orgánica. Aumentar la circularidad en sistemas alimentarios requiere combinar la valorización de flujos residuales con cambios coordinados en producción, consumo y manejo de nutrientes (Van Zanten et al., 2023; Tampio et al., 2022). Esto supone que, para acercarse a un cierre mayor del ciclo de recursos, serían necesarios cambios adicionales no modelizados, como incrementar el retorno de otros residuos agrícolas, optimizar las necesidades de fertilización, reducir pérdidas de nutrientes, adaptar rotaciones o cubiertas y revisar la intensidad y estructura productiva.

Esta perspectiva permite también matizar el concepto de valorización efectiva planteado en la introducción. El hecho de producir un compost de calidad y desviarlo de la fracción resto satisface una condición necesaria, pero no garantiza por sí mismo que se maximice su valor social y ambiental. El producto debe encontrar una función compatible con sus propiedades, una demanda territorial próxima, un esquema económico que distribuya costes y beneficios y un manejo receptor capaz de utilizarlo sin generar nuevos desequilibrios (Cao et al., 2023; Bernal, 2026).

Desde este punto de vista, las políticas sectoriales pueden producir resultados subóptimos si se diseñan de forma aislada. Una política de

residuos puede aumentar la recogida separada sin garantizar un destino agronómico adecuado; una política agrícola puede incentivar insumos sin incorporar recursos recuperados localmente; y una estrategia de aumento de C del suelo puede promover aportes orgánicos sin considerar el balance de N. Por ello, la principal oportunidad del compostaje comunitario no reside en sustituir por sí solo todos los fertilizantes externos, sino en actuar como una pieza de una estrategia territorial más amplia. Puede recuperar una corriente local, reducir parte de los costes y transportes de gestión, aportar MO y nutrientes y generar un producto con valor agrícola; su impacto aumenta cuando se combina con prácticas que conservan recursos dentro de la explotación. En este sentido, el objetivo de una estrategia circular madura no sería únicamente reciclar una proporción creciente de residuos, sino reducir simultáneamente la generación, las pérdidas y la dependencia de insumos externos, reservando los recursos recuperados para los usos donde proporcionen mayor utilidad.

5.7. Limitaciones, incertidumbres y transferibilidad del modelo

El carácter integrador del modelo permite comparar escenarios que normalmente se analizan por separado, pero también obliga a explicitar sus simplificaciones. La primera fuente de incertidumbre procede de la información territorial. SoilGrids proporciona una base espacial coherente para comparar el ámbito a escala regional, pero sus predicciones tienen incertidumbre cuantificada y no sustituyen al muestreo edáfico de parcela (Poggio et al., 2021). Del mismo modo, los rendimientos provinciales y las clases de cultivo utilizadas representan condiciones medias. En consecuencia, los mapas y agregados deben interpretarse como patrones territoriales y no como recomendaciones directas de abonado para explotaciones individuales.

Una segunda limitación se relaciona con la representación biogeoquímica. Se emplearon coeficientes constantes de mineralización y humificación para aislar el efecto de los escenarios y mantener trazabilidad, aunque la mineralización real depende de temperatura, humedad, textura, calidad del material y manejo (Geisseler, 2021; Amlinger et al., 2003). Además, el modelo no simula de forma independiente lixiviación,

volatilización, desnitrificación o inmovilización. Por ello, los excedentes de N son indicadores de desajuste potencial, no estimaciones de pérdida ambiental.

La representación de la MO también es deliberadamente parcial. Se contabilizan las entradas explícitas de fertilizante, poda y cubierta, pero no raíces, rizodeposición, hojarasca u otras entradas basales de los cultivos leñosos. Esto puede sobreestimar la cantidad de enmienda necesaria para mantener el stock inicial, particularmente en escenarios donde esos flujos sean importantes. A la inversa, utilizar un K_2 uniforme y coeficientes de humificación fijos puede no captar diferencias locales en estabilidad. La elevada heterogeneidad encontrada en metaanálisis mediterráneos de prácticas de secuestro de C aconseja, por tanto, interpretar las magnitudes absolutas con cautela y otorgar mayor robustez a las comparaciones relativas entre escenarios (Vicente-Vicente et al., 2016).

La producción potencial de CXAR depende asimismo de supuestos de captación de FORS, relación FORS:poda y rendimiento másico. La experiencia del Consorcio TERRA muestra que la recogida separada efectiva todavía se encuentra en expansión, por lo que el potencial calculado representa un escenario de aprovechamiento y no la producción actualmente disponible. Además, el compost del Xarpolar se parametrizó a partir de un lote analizado y se asumió equivalencia agronómica con el compost centralizado por ausencia de datos comparables. La calidad de un compost puede variar entre lotes y procesos, y las revisiones recientes incorporan además dimensiones no incluidas en el modelo, como contaminantes emergentes y requisitos de control de calidad (Bernal, 2026).

Finalmente, el análisis económico no constituye un análisis de ciclo de vida (LCA, del inglés Life Cycle Assessment) ni un análisis de costes del ciclo de vida (LCC, Life Cycle Costing) completos. Los costes de E3 se expresan como umbrales porque no se dispuso de registros operativos de personal, mantenimiento, trituración, analíticas o amortización, y tampoco se monetizaron externalidades ambientales. Estudios específicos muestran que la viabilidad de instalaciones descentralizadas es sensible a la mano de obra, la mecanización, la escala, el precio del compost y los beneficios de sustitución (Liao et al., 2023; Oviedo et al., 2025). Por ello, los umbrales obtenidos son especialmente útiles como referencia para una futura

contabilidad real del sistema, pero no deben presentarse como costes observados.

Pese a estas limitaciones, este análisis presenta una arquitectura potencialmente transferible. El modelo separa explícitamente entradas territoriales, parámetros agronómicos, disponibilidad del recurso, escenarios de manejo y componentes económicas, lo que permite sustituir cada bloque por información local más precisa sin modificar la lógica general. Su principal valor no reside en extrapolar los valores del Xarpolar a otros territorios, sino en proporcionar un marco reproducible para preguntar si un flujo orgánico recuperado puede desempeñar una función útil, en qué cantidad, bajo qué manejo, para qué destinos y con qué implicaciones económicas. La validación futura mediante ensayos de campo, caracterizaciones repetidas del compost, registros de costes y análisis de sensibilidad permitiría convertir este marco comparativo en una herramienta de apoyo a la planificación cada vez más robusta.



6. CONCLUSIONES

El análisis conjunto de los balances de nitrógeno y materia orgánica confirmó que la función agronómica del compost depende del objetivo utilizado para definir la dosis. Cuando la fertilización se orientó a cubrir la demanda de N, todas las fuentes evaluadas pudieron satisfacerla, pero con diferencias importantes en la cantidad de producto necesaria y en la evolución de la materia orgánica. Cuando se exigió además mantener el stock inicial de MO, la restricción orgánica pasó a controlar la dosis en numerosos escenarios y aumentó el riesgo de generar excedentes de N. Por tanto, el compost no puede valorarse únicamente por su contenido total de nutrientes, sino por la relación entre N disponible, aporte de materia orgánica estable y evolución temporal de ambos componentes.

Las prácticas de manejo modificaron de forma sustancial esa relación. La incorporación de los restos de poda y, especialmente, su combinación con cubierta vegetal redujo la demanda de fertilizante externo, las pérdidas de materia orgánica y los excedentes nitrogenados asociados al objetivo de mantenimiento. En el caso del compost del Xarpolar, la dosis media necesaria para mantener la MO descendió de $12,52 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con manejo tradicional a $4,50 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con poda y cubierta. El cierre interno de los ciclos de biomasa dentro de la explotación aparece así como un complemento necesario de la valorización de biorresiduos, y no como una estrategia independiente de ella.

La principal limitación para el cierre territorial del ciclo no fue la aptitud agronómica del compost, sino la disponibilidad del recurso. A partir de los biorresiduos municipales de 2025 se estimó una producción potencial de $262,7 \text{ t año}^{-1}$ de compost, cantidad inferior al 1 % de la demanda agrícola calculada en todos los escenarios. La valorización local puede, por tanto, sustituir una fracción de los insumos externos y recuperar nutrientes y materia orgánica dentro del territorio, pero no permite alcanzar la autosuficiencia agrícola mediante compost municipal. La reducción de la demanda a través del manejo resulta tan relevante para aumentar la circularidad como el incremento de la cantidad de biorresiduos recuperados.

La escasez del CXAR hace necesaria una asignación selectiva del recurso. Los análisis de eficiencia y dominancia mostraron que la alternativa

preferible cambia al incorporar simultáneamente la dosis por hectárea, el efecto sobre la materia orgánica, el excedente de N y la superficie territorial disponible. El viñedo adquirió especial relevancia al considerar la estructura territorial, mientras que los frutales conservaron ventajas de eficiencia en algunos escenarios. Estos resultados no justifican una prioridad universal, pero sí muestran que la distribución del compost debe basarse en criterios agronómicos y territoriales explícitos y no únicamente en la superficie cultivada o en la proximidad.

La evaluación económica mostró que la recogida separada y el tratamiento centralizado de la FORS pueden aumentar el gasto público respecto a la situación de referencia, mientras que el compostaje comunitario dispone de un margen económico potencial relevante antes de igualar el coste de las alternativas centralizadas. Al mismo tiempo, el compost posee un valor de sustitución para el agricultor que no coincide con el coste público de gestionar el residuo. La viabilidad del sistema depende, por tanto, de considerar conjuntamente costes de gestión, costes reales de operación del compostaje comunitario, valor agronómico del producto y distribución de beneficios entre administración y usuarios.

En conjunto, el compostaje comunitario del Xarpolar presenta potencial como estrategia de valorización local de biorresiduos, especialmente cuando se integra con manejos que conservan y recirculan biomasa dentro de las explotaciones agrícolas. Su contribución debe interpretarse como una pieza de una estrategia territorial más amplia de gestión de recursos y no como una solución capaz de sustituir por sí sola la fertilización externa. El modelo desarrollado permite identificar de forma reproducible dónde aparecen los principales compromisos entre fertilización, conservación del suelo, disponibilidad y economía, y proporciona una base para futuras decisiones que incorporen datos reales de operación, caracterizaciones repetidas del compost y validación agronómica en campo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abdul Rahman, M. H., Sadi, T., Ahmad, A. A., Masri, I. N., Mohammad Yusoff, M., Kamaruddin, H., Shakri, N. A., Hamid, M. A. A., & Ab. Malek, R. (2020). Inventory and composting of yard waste in Serdang, Selangor, Malaysia. *Heliyon*, 6(7), e04486. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04486>
- Adhikari, B. K., Barrington, S., Martinez, J., & King, S. (2009). Effectiveness of three bulking agents for food waste composting. *Waste Management*, 29(1), 197–203. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.04.001>
- Agencia Estatal de Meteorología (AEMET). (s. f.). AEMET OpenData: Climatologías mensuales/anuales [Conjunto de datos]. <https://opendata.aemet.es/centrodedescargas/inicio>
- Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA). (2002). Soil and biowaste in Southern Europe: Report of Rome International Conference, 18–19 January 2001 (Atti 3/2002). https://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/atti/3439_atti_2002_03.pdf
- Álvarez-Alonso, C., Pérez-Murcia, M. D., Sánchez-Méndez, S., Martínez-Sabater, E., Irigoyen, I., López, M., Nogués, I., Paredes, C., Orden, L., García-Rández, A., & Bustamante, M. Á. (2024). Municipal solid waste management in a decentralized composting scenario: Assessment of the process reproducibility and quality of the obtained composts. *Agronomy*, 14(1), 54. <https://doi.org/10.3390/agronomy14010054>
- Alves, D., Villar, I., & Mato, S. (2024). Community composting strategies for biowaste treatment: Methodology, bulking agent and compost quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(7), 9873–9885. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25564-x>
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., & Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability – a review. *European Journal of Soil Biology*, 39(3), 107–116. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(03\)00026-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(03)00026-8)

- Analaqua. (2025). Informe de ensayo M-25-2906/1: Muestra de compost de Beniarrés [Informe de laboratorio no publicado].
- Bernal, M. P. (2026). An overview of conventional and emerging aspects of compost: quality indicators for agricultural uses, emerging contaminants and technological innovations. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 10, 1785912.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2026.1785912>
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. (2017). Current approaches and future trends in compost quality criteria for agronomic, environmental, and human health benefits. *Advances in Agronomy*, 144, 143–233.
<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Bilandžija, N., Voća, N., Krička, T., Matin, A., & Jurišić, V. (2012). Energy potential of fruit tree pruned biomass in Croatia. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10(2), 292–298.
<https://doi.org/10.5424/sjar/2012102-126-11>
- Cao, X., Williams, P. N., Zhan, Y., Coughlin, S. A., McGrath, J. W., Chin, J. P., & Xu, Y. (2023). Municipal solid waste compost: Global trends and biogeochemical cycling. *Soil & Environmental Health*, 1(4), 100038.
<https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100038>
- Consorcio TERRA. (2025a). Registros de generación municipal de residuos y caracterizaciones de la fracción resto de los municipios del ámbito de estudio [Base de datos interna no publicada].
- Consorcio TERRA. (2025b, 4 de febrero). Bonificaciones a los ayuntamientos de hasta el 80 % por el reciclaje de la orgánica. Diputación de Alicante.
<https://consorcioresiduos2.diputacionalicante.es/bonificaciones-de-hasta-el-80-por-el-reciclaje-de-la-organica/>
- De Boni, A., Melucci, F. M., Acciani, C., & Roma, R. (2022). Community composting: A multidisciplinary evaluation of an inclusive, participative, and eco-friendly approach to biowaste management. *Cleaner Environmental Systems*, 6, 100092.
<https://doi.org/10.1016/j.cesys.2022.100092>

- de Souza, L. C. G., & Drumond, M. A. (2022). Decentralized composting as a waste management tool connected with the new global trends: A systematic review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19, 12679–12700. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04504-1>
- Den Ouden GrowSolutions. (s. f.). FertiSoil 4-3-3 (formerly FertiPlus 4-3-3) [Ficha de producto]. <https://denoudengrowsolutions.com/nl/product/fertisoil-4-3-3/>
- Directiva (UE) 2018/851 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, por la que se modifica la Directiva 2008/98/CE sobre los residuos. Diario Oficial de la Unión Europea, L 150, 109–140. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2018/851/oj>
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. Diario Oficial de la Unión Europea, L 312, 3–30. <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>
- EIP-AGRI Service Point. (2017). EIP-AGRI Focus Group on Nutrient Recycling: Final report. European Commission / EU CAP Network. https://eu-cap-network.ec.europa.eu/publications/eip-agri-focus-group-nutrient-recycling-final-report_en
- Emmerich, M. T. M., & Deutz, A. H. (2018). A tutorial on multiobjective optimization: fundamentals and evolutionary methods. *Natural Computing*, 17, 585–609. <https://doi.org/10.1007/s11047-018-9685-y>
- European Commission. (2020). A new Circular Economy Action Plan: For a cleaner and more competitive Europe. COM(2020) 98 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2020:98:FIN>
- European Environment Agency (EEA). (2024a). Europe's circular economy in facts and figures. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-circular-economy-in-facts>
- European Environment Agency (EEA). (2024b). Accelerating the circular economy in Europe. EEA Report 13/2023. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/accelerating-the-circular-economy>

- Fleitas Girett, A., Wassenaar, T., & Pabon-Pereira, C. (2023). Assessing nutrient circularity capacity in South American metropolitan areas. *Resources, Conservation and Recycling*, 197, 107085. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107085>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2026). Food loss and food waste. Policy Support and Governance Gateway. <https://www.fao.org/policy-support/policy-themes/food-loss-and-food-waste/en>
- García-Serrano Jiménez, P. (2010). *Guía práctica de la fertilización racional de los cultivos en España*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. <https://cpage.mpr.gob.es/producto/guia-practica-de-la-fertilizacion-racional-de-los-cultivos-en-espana/>
- Geisseler, D., Smith, R., Cahn, M., & Muramoto, J. (2021). Nitrogen mineralization from organic fertilizers and composts: Literature survey and model fitting. *Journal of Environmental Quality*, 50(6), 1325–1338. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20295>
- Generalitat Valenciana. (s. f.). Estadísticas agrícolas: Superficies y producciones [Conjunto de datos]. Portal Agrari. <https://portalagrari.gva.es/es/pye/estadistiques-agricoles>
- Institut Cartogràfic Valencià (ICV). (2023). Cartografia d'Ocupació del Sòl de la Comunitat Valenciana (COSCV) [Conjunto de datos]. <https://icv.gva.es/va/ocupacio-del-sol>
- Institut Cartogràfic Valencià (ICV). (2026). Riesgo de despoblamiento en la Comunitat Valenciana (2023–actualidad) [Conjunto de datos]. <https://dadesobertes.gva.es/es/dataset/riesgo-de-despoblamiento-en-la-comunitat-valenciana-2023-actualidad>
- Instituto Geográfico Nacional (IGN). (s. f.). Límites administrativos [Conjunto de datos]. Centro de Descargas del Centro Nacional de Información Geográfica. <https://centrodedescargas.cnig.es/CentroDescargas/>
- Instituto Nacional de Estadística (INE). (2025a). Cifras oficiales de población de los municipios españoles: Revisión del Padrón Municipal. Resultados a 1 de enero de 2025 [Conjunto de datos]. https://www.ine.es/dyns/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177011&idp=1254734710990&menu=resultados

- Instituto Nacional de Estadística (INE). (2025b). Población por sexo, municipios y edad (año a año) [Conjunto de datos].
<https://ine.es/dynt3/inebase/index.htm?capsel=6233&padre=6225>
- Jordon, M. W., Willis, K. J., Bürkner, P.-C., Haddaway, N. R., Smith, P., & Petrokofsky, G. (2022). Temperate regenerative agriculture practices increase soil carbon but not crop yield—a meta-analysis. *Environmental Research Letters*, 17(9), 093001.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8609>
- Kätterer, T., Börjesson, G., & Kirchmann, H. (2014). Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems, & Environment*, 189, 110–118.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.025>
- Keng, Z. X., Chong, S., Ng, C. G., Ridzuan, N. I., Hanson, S., Pan, G.-T., Lau, P. L., Supramaniam, C. V., Singh, A., Chin, C. F., & Lam, H. L. (2020). Community-scale composting for food waste: A life-cycle assessment-supported case study. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121220. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121220>
- Kennedy, M. C., Ford, E. D., Singleton, P., Finney, M. A., & Agee, J. K. (2008). Informed multi-objective decision-making in environmental management using Pareto optimality. *Journal of Applied Ecology*, 45, 181–192. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01367.x>
- Leroy, B. L. M., Herath, H. M. S. K., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., & Moens, M. (2008). The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use and Management*, 24, 139–147.
<https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00142.x>
- Ley 5/2022, de 29 de noviembre, de residuos y suelos contaminados para el fomento de la economía circular en la Comunitat Valenciana. BOE núm. 33, de 8 de febrero de 2023. <https://www.boe.es/eli/es-vc/l/2022/11/29/5>

- Ley 7/2022, de 8 de abril, de residuos y suelos contaminados para una economía circular. BOE núm. 85, de 9 de abril de 2022.
<https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7>
- Liao, N., Lü, F., Zhang, H., Shao, L., & He, P. (2023). Environmental and economic assessment of the construction, operation, and demolition of a decentralized composting facility. *Science of the Total Environment*, 884, 163724. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163724>
- Mancomunitat de Municipis El Xarpolar. (s. f.-a). Pliego de Prescripciones Técnicas Particulares del servicio de recogida de residuos [Documento administrativo no publicado].
- Mancomunitat de Municipis El Xarpolar. (s. f.-b). Estudio económico del servicio de recogida de residuos [Documento administrativo no publicado].
- Marcello, B., Di Gennaro, V., & Ferrini, S. (2021). Let the citizens speak: An empirical economic analysis of domestic organic waste for community composting in Tuscany. *Journal of Cleaner Production*, 306, 127263. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127263>
- Maucieri, C., Barco, A., & Borin, M. (2019). Compost as a substitute for mineral N fertilization? Effects on crops, soil and N leaching. *Agronomy*, 9(4), 193. <https://doi.org/10.3390/agronomy9040193>
- Minasny, B., McBratney, A. B., Wadoux, A. M. J. C., Alobe, E. N., & Sabrina, T. (2020). Precocious 19th century soil carbon science. *Geoderma Regional*, 22, e00306. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00306>
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). (2025). Índices y precios pagados agrarios: Fertilizantes [Conjunto de datos]. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/economia/precios-percibidos-pagados/>
- Montanaro, G., Xiloyannis, C., Nuzzo, V., & Dichio, B. (2017). Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217, 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012>
- Moukanni, N., Brewer, K. M., Gaudin, A. C. M., & O'Geen, A. T. (2022). Optimizing carbon sequestration through cover cropping in Mediterranean agroecosystems: synthesis of mechanisms and

- implications for management. *Frontiers in Agronomy*, 4, 844166.
<https://doi.org/10.3389/fagro.2022.844166>
- Newton, P., Civita, N., Frankel-Goldwater, L., Bartel, K., & Johns, C. (2020). What is regenerative agriculture? A review of scholar and practitioner definitions based on processes and outcomes. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 577723.
<https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.577723>
- OpenAI. (2026). ChatGPT (GPT-5.6 Sol) [Large language model].
<https://chatgpt.com/>
- Oviedo, A., Mora, M., Ponsa, S., & Colón, J. (2025). Techno-economic evaluation of decentralized community composting as a management model to valorize organic matter in small and medium-sized towns. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 27, 4234–4251.
<https://doi.org/10.1007/s10163-025-02340-2>
- Pareja-Sánchez, E., Calero, J., & García-Ruiz, R. (2024). Does spontaneous cover crop increase the stocks of soil organic carbon and nitrogen in commercial olive orchard? *Soil & Tillage Research*, 244, 106237.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106237>
- Pareto, V. (1906). *Manuale di economia politica con una introduzione alla scienza sociale*. Società Editrice Libreria.
- Poggio, L., de Sousa, L. M., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Ribeiro, E., & Rossiter, D. (2021). SoilGrids 2.0: producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *SOIL*, 7, 217–240. <https://doi.org/10.5194/soil-7-217-2021>
- Pomares, F., & Albiach-Martí, M. R. (2008). Valoración de los residuos orgánicos como fuente de materia orgánica y nutrientes. VIII Congrès Citr cola de l'Horta Sud, 83–100.
<https://redivia.gva.es/handle/20.500.11939/8497>
- Posit Software, PBC. (2026). RStudio (Version 2026.08.0) [Computer software]. <https://posit.co/products/open-source/rstudio/>
- R Core Team. (2026). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.6.1) [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>

- Reimer, M., Kopp, C., Hartmann, T., Zimmermann, H., Ruser, R., Schulz, R., Müller, T., & Möller, K. (2023). Assessing long term effects of compost fertilization on soil fertility and nitrogen mineralization rate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 186(2), 217–233.
<https://doi.org/10.1002/jpln.202200270>
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Carbonell-Bojollo, R. M., Moreno-García, M., Ordóñez-Fernández, R., & Rodríguez-Lizana, A. (2021). Soil organic matter and nutrient improvement through cover crops in a Mediterranean olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 210, 104977.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104977>
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., Veroz-González, Ó., Sánchez-Ruiz, F., Moreno-García, M., Ordóñez-Fernández, R., González-Sánchez, E. J., & Carbonell-Bojollo, R. M. (2024). Carbon Sequestration Through Groundcovers and Pruning Residues in Sustainable Olive Orchards Under Different Edaphoclimatic Conditions. *Agriculture*, 14(12), 2118.
<https://doi.org/10.3390/agriculture14122118>
- Rigby, H., Clarke, B. O., Pritchard, D. L., Meehan, B., Beshah, F., Smith, S. R., & Porter, N. A. (2016). A critical review of nitrogen mineralization in biosolids-amended soil, the associated fertilizer value for crop production and potential for emissions to the environment. *Science of the Total Environment*, 541, 1310–1338.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.089>
- Sánchez, A. (2022). Decentralized composting of food waste: A perspective on scientific knowledge. *Frontiers in Chemical Engineering*, 4, 850308.
<https://doi.org/10.3389/fceng.2022.850308>
- Sánchez-Báscones, M. (1998). *Determinación analítica de parámetros de fertilidad y su interpretación (Ed. rev.)*. Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias, Universidad de Valladolid.
- Shinde, R., Shahi, D. K., Mahapatra, P., Singh, C. S., Naik, S. K., Thombare, N., & Singh, A. K. (2022). Management of crop residues with special reference to the on-farm utilization methods: A review. *Industrial Crops and Products*, 181, 114772.
<https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.114772>

- Sleutel, S., De Neve, S., & Hofman, G. (2007). Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 265–278. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9090-x>
- Sullivan, D. M., Bary, A. I., Nartea, T. J., Myhre, E. A., Cogger, C. G., & Fransen, S. C. (2003). Nitrogen availability seven years after a high-rate food waste compost application. *Compost Science, & Utilization*, 11(3), 265–275. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702133>
- Taguas, E. V., Marín-Moreno, V., Díez, C. M., Mateos, L., Barranco, D., Mesas-Carrascosa, F.-J., Pérez, R., García-Ferrer, A., & Quero, J. L. (2021). Opportunities of super high-density olive orchard to improve soil quality: Management guidelines for application of pruning residues. *Journal of Environmental Management*, 293, 112785. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112785>
- Tampio, E., Pettersson, F., Rasi, S., & Tuomaala, M. (2022). Application of mathematical optimization to exploit regional nutrient recycling potential of biogas plant digestate. *Waste Management*, 149, 105–113. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.013>
- Toselli, M., Baldi, E., Cavani, L., Mazzon, M., Quartieri, M., Sorrenti, G., & Marzadori, C. (2019). Soil-plant nitrogen pools in nectarine orchard in response to long-term compost application. *Science of the Total Environment*, 671, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.241>
- Tran, T. M., Bui, H. H., Luxhøi, J., & Jensen, L. S. (2012). Application rate and composting method affect the immediate and residual manure fertilizer value in a maize–rice–rice–maize cropping sequence on a degraded soil in northern Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition*, 58(2), 206–223. <https://doi.org/10.1080/00380768.2012.661692>
- Trimmer, J. T., & Guest, J. S. (2018). Recirculation of human-derived nutrients from cities to agriculture across six continents. *Nature Sustainability*, 1, 427–435. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0118-9>

- United Nations Environment Programme (UNEP), & International Resource Panel (IRP). (2024). Global Resources Outlook 2024: Bend the trend – Pathways to a liveable planet as resource use spikes. Nairobi: UNEP. <https://www.unep.org/resources/Global-Resource-Outlook-2024>
- United Nations Environment Programme (UNEP), & International Solid Waste Association (ISWA). (2024). Global Waste Management Outlook 2024: Beyond an age of waste – Turning rubbish into a resource. Nairobi: UNEP. <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024>
- van Zanten, H. H. E., Simon, W., van Selm, B., Wacker, J., Maindl, T. I., Frehner, A., Hijbeek, R., van Ittersum, M. K., & Herrero, M. (2023). Circularity in Europe strengthens the sustainability of the global food system. *Nature Food*, 4, 320–330. <https://doi.org/10.1038/s43016-023-00734-9>
- Velázquez-Martí, B., Fernández-González, E., López-Cortés, I., & Salazar-Hernández, D. M. (2011a). Quantification of the residual biomass obtained from pruning of trees in Mediterranean almond groves. *Renewable Energy*, 36(2), 621–626. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2010.08.008>
- Velázquez-Martí, B., Fernández-González, E., López-Cortés, I., & Salazar-Hernández, D. M. (2011b). Quantification of the residual biomass obtained from pruning of trees in Mediterranean olive groves. *Biomass and Bioenergy*, 35(7), 3208–3217. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.04.042>
- Velázquez-Martí, B., Fernández-González, E., López-Cortés, I., & Salazar-Hernández, D. M. (2011c). Quantification of the residual biomass obtained from pruning of vineyards in Mediterranean area. *Biomass and Bioenergy*, 35(8), 3453–3464. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.04.009>
- Vicente-Vicente, J. L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E., & Smith, P. (2016). Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems, & Environment*, 235, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024>

- Vicente-Vicente, J. L., Gómez-Muñoz, B., Hinojosa-Centeno, M. B., Smith, P., & García-Ruiz, R. (2017). Carbon saturation and assessment of soil organic carbon fractions in Mediterranean rainfed olive orchards under plant cover management. *Agriculture, Ecosystems, & Environment*, 245, 135–146.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.020>
- Wang, F., Chen, C., Fu, D., & Singh, R. P. (2024). Effect of reactor temperature and feeding ratio on fed-batch composting of household food waste and green wastes. *Biomass and Bioenergy*, 181, 107040.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2023.107040>
- World Bank. (2026). GDP (current US\$) [Conjunto de datos]. World Development Indicators.
<https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.MKTP.CD>



8. ANEXOS

Anexo 1. Parametrización de las fuentes de fertilización

Tabla A1.1. Síntesis de las propiedades, parámetros y fuentes empleados para construir los productos representativos utilizados en el modelo. Los valores expresados por tonelada corresponden a producto fresco cuando procede. n.d., no disponible en la fuente utilizada.

Parámetro	IN	OR	CCOM	CXAR / CCEN	Fuente / criterio
Producto de referencia	Media de 6 fertilizantes N simples	Orgánico comercial 4-3-3	Compost comercial de biorresiduos/ FORM	Compost Beniarrés 2025	MAPA (2025); Den Ouden (s. f.); Analaqua (2025)
N mineral directo (kg N t ⁻¹)	307,5	7,0	0	0	MAPA (2025); Den Ouden (s. f.)
N orgánico (kg N t ⁻¹)	—	35,0	12,30	≈12,45	Den Ouden (s. f.) / Analaqua (2025)
MO del producto (t MO t ⁻¹)	—	0,650	0,230	≈0,1625	Den Ouden (s. f.) / Analaqua (2025); corrección por humedad
Mineralización año 1	No procede	75 % N orgánico	10 % N orgánico	10 % N orgánico	Fichas/ bibliografía específica; Amlinger et al. (2003)
Mineralización residual	No procede	15 % año 2	5 % anual del N remanente, años 2–8	5 % anual del N remanente, años 2–8	Sullivan et al. (2003); Tran et al. (2012); Rigby et al. (2016)

K ₁	—	0,50	0,50	0,50	Sánchez-Báscones (1998); ANPA (2002)
Humedad (%)	—	12,0	n.d.	65,5	OR: Den Ouden (s. f.); CCOM: Sleutel et al. (2007); CXAR/CCEN: Analagua (2025).
N total	—	4,2 % del producto	12,30 kg N t ⁻¹ fresco	3,86 % MS	OR: Den Ouden (s. f.); CCOM: Sleutel et al. (2007); CXAR/CCEN: Analagua (2025).
N amoniacal	—	0,7 % del producto	n.d.	0,25 % MS	OR: Den Ouden (s. f.); CXAR/CCEN: Analagua (2025).
C orgánico total	—	n.d.	n.d.	27,3 % MS	Analagua (2025) para CXAR/CCEN.
C/N	—	n.d.	n.d.	7,6	Analagua (2025) para CXAR/CCEN.

Anexo 2. Siglas, elementos y simbología del diagrama conceptual

Tabla A2.1. Correspondencia de las abreviaturas, elementos y simbología empleados en el diagrama conceptual de la Figura 1.

Elemento / sigla	Significado
A. AGRÍCOLA	Información agrícola: municipio, cultivo, superficie, producción, demanda de N y biomasa retornada.
B. SUELO	Propiedades edáficas y variables iniciales del balance N–MO.
C. BIORRESIDUOS	Generación de RSU, FORS, poda y producción potencial de compost del Xarpolar.
D. FERTILIZANTES	Fuentes de fertilización y propiedades agronómicas utilizadas por el modelo.
E. ECONÓMICO	Escenarios de recogida, transporte, tratamiento, costes e impropios.
IN / OR / CCOM / CCEN / CXAR	Fertilizante inorgánico / orgánico comercial / compost comercial / compost centralizado / compost del Xarpolar.
MO / SOC / N	Materia orgánica / carbono orgánico del suelo / nitrógeno.
Nmin / Norg / NT	N mineral / N orgánico / N total.
K ₁ / K ₂	Coeficiente de humificación / coeficiente anual de destrucción o mineralización del humus.
FORS / RSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos / residuos sólidos urbanos.
TR / REGp / REGpc	Manejo tradicional / regenerativo con poda / regenerativo con poda y cubierta.
E0 / E1 / E2 / E3	Escenario de referencia y escenarios alternativos de gestión de la FORS descritos en el apartado 3.6.
Rectángulo o caja	Variable de entrada, variable de estado o elemento intermedio de cálculo.

Círculo o elipse	Parámetro, factor o criterio de escenario.
Rombo	Criterio de decisión o balance utilizado para determinar la dosis.
Hexágono	Resultado o indicador de salida del modelo.
Línea continua	Flujo de una variable de entrada, estado o resultado entre elementos.
Línea discontinua	Incorporación de un parámetro, factor de información o criterio de escenario.



Anexo 3. Detalle municipal de biorresiduos y escenarios económicos

Tabla A3.1. Distribución municipal del recurso orgánico considerado en el análisis. La última columna expresa la FORS gestionada en 2025 como porcentaje del potencial estimado.

Municipio	FORS potencial (t año ⁻¹)	Compost potencial (t año ⁻¹)	FORS 2025 (t año ⁻¹)	Compost 2025 (t año ⁻¹)	FORS 2025 / potencial (%)
Agres	45,3	20,4	4,1	1,8	9,1
Alcosser	18,9	8,5	—	—	—
Alcoleja	13,7	6,2	—	—	—
Alfafara	30,7	13,8	20,2	9,1	65,8
Almudaina	8,0	3,6	—	—	—
Balones	8,7	3,9	—	—	—
Benasau	12,6	5,7	—	—	—
Beniarrés	79,7	35,9	—	—	—
Benifallim	8,1	3,7	5,2	2,4	64,2
Benilloba	53,9	24,3	—	—	—
Benillup	7,7	3,5	—	—	—
Benimarfull	30,9	13,9	—	—	—
Benimassot	7,7	3,5	—	—	—
Fageca	7,4	3,3	6,8	3,0	91,9
Famorca	3,3	1,5	—	—	—
Gaianes	40,6	18,3	4,7	2,1	11,6
Gorga	20,8	9,3	—	—	—
l'Alqueria d'Asnar	37,4	16,8	—	—	—
l'Orxa	43,0	19,3	28,9	13,0	67,2
Millena	18,6	8,4	—	—	—
Penàguila	22,9	10,3	—	—	—
Planes	51,2	23,0	—	—	—
Quatretondeta	9,9	4,5	4,8	2,2	48,5
Tollos	2,9	1,3	—	—	—

Tabla A3.2. Coste unitario del compost asociado a los escenarios de gestión evaluados. En E3 no se imputan los costes propios de operación y mantenimiento del compostaje comunitario.

Escenario	Descripción	Coste (€/t compost)	Alcance del coste
E1-A	Recogida + Piedra Negra; FORS <10 % impropios	345,65	Incluye rutas, transporte PN y tratamiento.

Escenario	Descripción	Coste (€/t compost)	Alcance del coste
E1-B	Recogida + Piedra Negra; FORS 10-20 % impropios	366,90	Incluye rutas, transporte PN y tratamiento.
E1-C	Recogida + Piedra Negra; FORS >20 %; tratada como resto	415,56	Incluye rutas, transporte PN y tasa de fracción resto.
E2-A	Recogida centralizada + compostaje local; <10 %	245,88	El porcentaje de impropios no cambia el coste local cuantificado.
E2-B	Recogida centralizada + compostaje local; 10-20 %	245,88	El porcentaje de impropios no cambia el coste local cuantificado.
E2-C	Recogida centralizada + compostaje local; >20 %	245,88	Sin sobrecoste local por impropios cuantificado; limitación explícita.
E3	Compostaje comunitario directo; coste local imputado = 0	0,00	No incluye todavía mantenimiento/operación propia de composteras.
Externo <10 %	Compost centralizado externo; solo tasa de tratamiento	21,25	No se imputa transporte desde otros municipios al Xarpolar.
Externo 10-20 %	Compost centralizado externo; solo tasa de tratamiento	42,50	No se imputa transporte desde otros municipios al Xarpolar.
Externo >20 %	Compost centralizado externo; tratado como resto	91,17	Escenario de fallo; no se imputa transporte externo.

Anexo 4. Eficiencia potencial y priorización del compost del Xarpolar por cultivo

Tabla A4.1. Resultados completos por cultivo y manejo para el objetivo de cubrir N. La superficie potencialmente atendible se calcula suponiendo que la producción anual disponible de CXAR ($262,7 \text{ t año}^{-1}$) se destina íntegramente a cada combinación de cultivo y manejo.

Cultivo	Manejo	Dosis CXAR ($\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	ha por t CXAR	Superficie potencial (ha)	Cobertura a cultivo (%)	ΔMO (t ha^{-1})	Excedente N ($\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
Frutales	TR	0,93	1,071	281,5	12,9	-19,7	0,5
Frutales	REGp	0,04	24,494	2174,3	100,0	-10,4	5,1
Frutales	REGpc	0,02	43,158	2174,3	100,0	-2,8	10,6
Frutos secos	TR	5,55	0,180	47,4	6,5	-12,1	0,0
Frutos secos	REGp	4,32	0,231	60,8	8,3	-6,8	0,0
Frutos secos	REGpc	2,91	0,344	90,4	12,4	-0,7	0,0
Olivar	TR	8,16	0,123	32,2	0,6	-7,0	0,0
Olivar	REGp	6,96	0,144	37,7	0,7	-1,8	0,0
Olivar	REGpc	5,54	0,180	47,4	0,9	4,3	0,0
Viñedo	TR	10,76	0,093	24,4	19,8	-1,1	0,0
Viñedo	REGp	8,94	0,112	29,4	23,8	6,8	0,0
Viñedo	REGpc	7,52	0,133	34,9	28,3	12,9	0,0
Olivar - frutales	TR	4,64	0,216	56,6	28,1	-14,5	0,0
Olivar - frutales	REGp	3,13	0,319	83,9	41,7	-8,0	0,0
Olivar - frutales	REGpc	1,71	0,583	153,2	76,1	-1,8	0,0
Frutos secos - olivar	TR	6,83	0,146	38,5	24,7	-9,7	0,0
Frutos secos - olivar	REGp	5,61	0,178	46,8	30,0	-4,5	0,0
Frutos secos - olivar	REGpc	4,20	0,238	62,6	40,1	1,7	0,0
Viñedo - olivar	TR	9,62	0,104	1,1	100,0	-3,1	0,0

Cultivo	Manejo	Dosis CXAR (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	ha por t CXAR	Superficie potencial (ha)	Cobertura a cultivo (%)	ΔMO (t ha ⁻¹)	Excedente N (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Viñedo - olivar	REGp	8,11	0,123	1,1	100,0	3,4	0,0
Viñedo - olivar	REGpc	6,69	0,149	1,1	100,0	9,5	0,0
Viñedo - frutales	TR	6,18	0,162	0,7	100,0	-10,3	0,0
Viñedo - frutales	REGp	4,35	0,230	0,7	100,0	-2,4	0,0
Viñedo - frutales	REGpc	2,94	0,340	0,7	100,0	3,7	0,0

Tabla A4.2. Resultados completos por cultivo y manejo para el objetivo de mantener MO. La superficie potencialmente atendible se calcula suponiendo que la producción anual disponible de CXAR (262,7 t año⁻¹) se destina íntegramente a cada combinación de cultivo y manejo.

Cultivo	Manejo	Dosis CXAR (t ha ⁻¹ año ⁻¹)	ha por t CXAR	Superficie potencial (ha)	Cobertura a cultivo (%)	ΔMO (t ha ⁻¹)	Excedente N (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
Frutales	TR	12,74	0,079	20,6	0,9	0,1	55,8
Frutales	REGp	6,64	0,151	39,6	1,8	0,1	35,2
Frutales	REGpc	1,90	0,525	138,0	6,3	0,2	19,1
Frutos secos	TR	12,37	0,081	21,2	2,9	0,0	32,8
Frutos secos	REGp	8,26	0,121	31,8	4,4	0,0	18,8
Frutos secos	REGpc	3,74	0,268	70,3	9,7	0,7	3,9
Olivar	TR	12,46	0,080	21,1	0,4	0,1	20,3
Olivar	REGp	8,48	0,118	31,0	0,6	0,4	6,9
Olivar	REGpc	5,62	0,178	46,7	0,9	4,4	0,3
Viñedo	TR	12,07	0,083	21,8	17,6	0,3	5,5
Viñedo	REGp	8,96	0,112	29,3	23,7	6,9	0,1
Viñedo	REGpc	7,52	0,133	34,9	28,3	12,9	0,0
Olivar - frutales	TR	12,72	0,079	20,7	10,3	0,1	38,9
Olivar - frutales	REGp	7,66	0,131	34,3	17,0	0,1	21,8

Cultivo	Manejo	Dosis CXAR (t ha⁻¹ año⁻¹)	ha por t CXAR	Superficie potencial (ha)	Cobertura cultivo (%)	ΔMO (t ha⁻¹)	Excedente N (kg ha⁻¹ año⁻¹)
Olivar - frutales	REGpc	3,00	0,334	87,7	43,6	0,4	6,1
Frutos secos - olivar	TR	12,44	0,080	21,1	13,5	0,0	26,8
Frutos secos - olivar	REGp	8,37	0,119	31,4	20,1	0,0	13,0
Frutos secos - olivar	REGpc	4,51	0,222	58,2	37,3	2,1	1,4
Viñedo - olivar	TR	11,93	0,084	1,1	100,0	0,0	10,5
Viñedo - olivar	REGp	8,23	0,121	1,1	100,0	3,6	0,5
Viñedo - olivar	REGpc	6,69	0,149	1,1	100,0	9,5	0,0
Viñedo - frutales	TR	12,06	0,083	0,7	100,0	0,0	28,2
Viñedo - frutales	REGp	5,90	0,170	0,7	100,0	0,0	7,2
Viñedo - frutales	REGpc	2,94	0,340	0,7	100,0	3,7	0,0