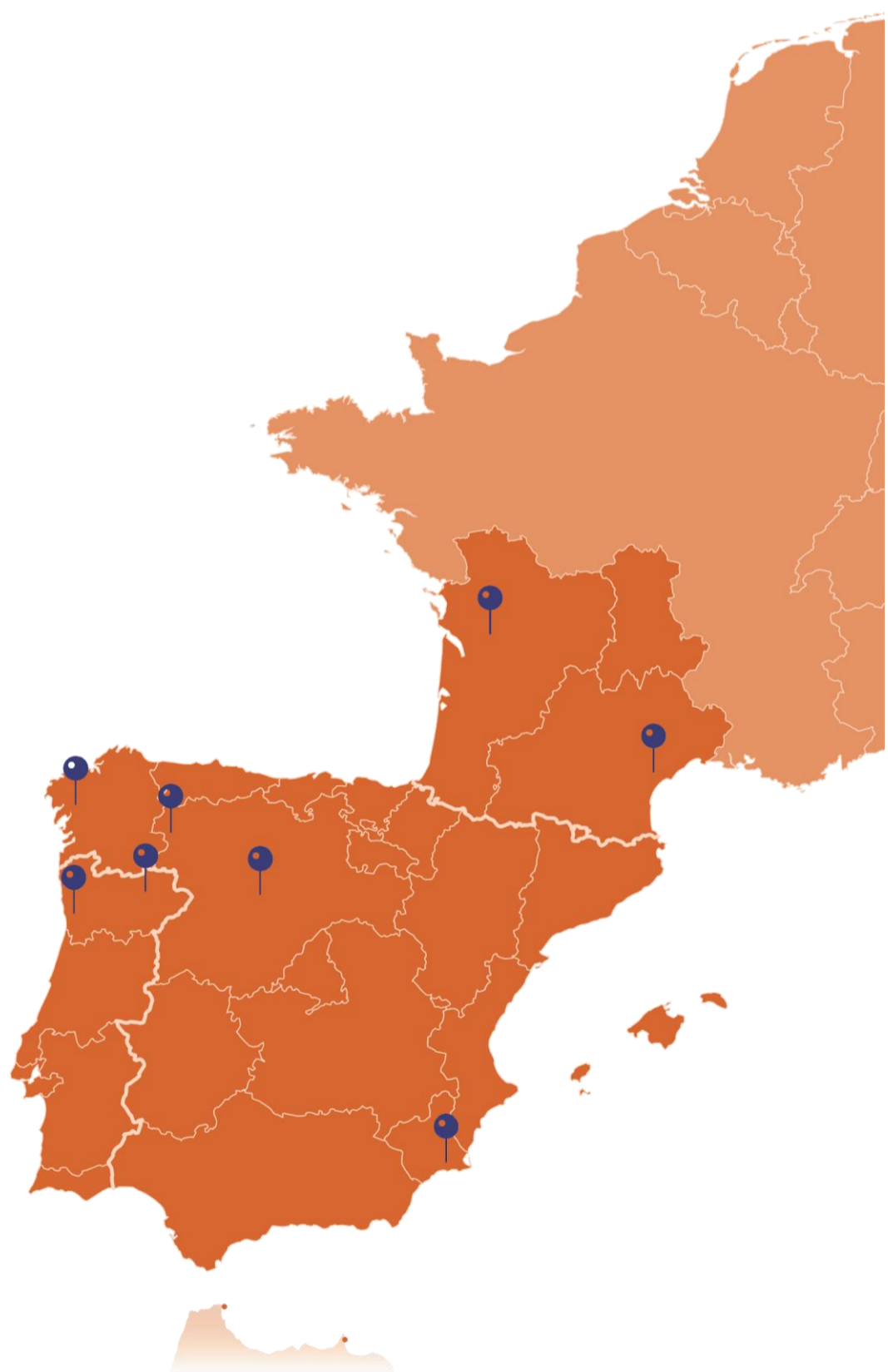




## ENDORSE

# E 1.2.1

Informe sobre el ciclo del P



## Cooperar está en tus manos



[interreg-sudoe.eu](http://interreg-sudoe.eu)

## INFORMACIÓN DEL PROYECTO

<b>Título del proyecto</b>	Estrategia transnacional de recuperación de fósforo y su valorización como fertilizante
<b>Acrónimo</b>	ENDORSE
<b>Programa</b>	Interreg Sudoe VI-B 2021-2027, 2ª convocatoria
<b>Objetivo específico del Programa</b>	Desarrollar y mejorar las capacidades de investigación e innovación y similar tecnologías avanzadas
<b>Prioridad del Programa</b>	2, Promover la cohesión social y el equilibrio territorial y demográfico en el SUDOE mediante la innovación y la transformación de los sectores productivos
<b>Fecha de inicio - fin</b>	01/06/2025 – 31/05/2028
<b>Beneficiario principal</b>	Fundación Centro Gallego de Investigaciones del agua

## INFORMACIÓN DEL INFORME

<b>Nº del Entregable</b>	1.2.1
<b>Nombre del Entregable</b>	Informe sobre el ciclo del P
<b>Beneficiario principal</b>	Fundación Centro Gallego de Investigaciones del agua
<b>Beneficiarios participantes</b>	Todos los socios y asociados del proyecto
<b>Grupo de trabajo</b>	GT1
<b>Actividad</b>	A1.2
<b>Líder del GT</b>	Fundación Centro Gallego de Investigaciones del agua
<b>Fecha de publicación</b>	25/03/2026
<b>Resumen</b>	<p>El presente informe constituye el diagnóstico del ciclo del fósforo en la región SUDOE, desarrollado en el marco del proyecto ENDORSE. Su objetivo es identificar los sectores clave emisores y consumidores de fósforo y las corrientes con mayor potencial de recuperación, mediante un análisis territorializado que integra información técnica actualizada y percepción de los actores implicados. El análisis confirma una dependencia estructural de importaciones de fósforo, balances edáficos positivos sostenidos y emisiones al medio acuático distribuidas entre fuentes difusas agrarias y puntuales urbanas e industriales. Las corrientes urbanas concentradas, especialmente las asociadas a estaciones depuradoras de aguas residuales, emergen como las más viables para la recuperación tecnológica de fósforo. El diagnóstico se complementa con un proceso de cocreación con <i>stakeholders</i> que identifica barreras técnicas, económicas y de percepción</p>

social, confirmando una alta predisposición hacia el uso de fertilizantes recuperados. Los resultados constituyen la base técnica para priorizar actuaciones en las fases posteriores del proyecto y avanzar hacia un modelo circular del fósforo en la región SUDOE

# ÍNDICE

<b>Objetivos del informe</b>	<b>5</b>
<b>1. Introducción</b>	<b>6</b>
1.1. Sobre el proyecto	6
1.2. La Región SUDOE	6
1.3. El fósforo	7
1.4. El ciclo del fósforo en la Unión Europea	7
<b>2. Metodología</b>	<b>10</b>
2.1 Enfoque general	10
2.2 Marco analítico y procedimiento de desarrollo del diagnóstico	10
<b>3 El ciclo del fósforo en España</b>	<b>12</b>
3.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en España	12
3.2 Actualización del ciclo del fósforo en España	13
4.3 Emisiones de fósforo al medio acuático en España	17
4.2.1 Marco normativo y evaluación de la calidad de las aguas	18
4.2.2 Estado trófico de masas de agua continentales	19
4.2.3 Actualización de las emisiones difusas de fósforo en España	19
4.2.4 Actualización de las emisiones puntuales de fósforo en España	21
3.3.4.1 Emisiones urbanas: estaciones depuradoras de aguas residuales	21
3.3.4.2 Emisiones industriales	23
4.2.5 Corrientes con alto potencial de recuperación	26
4.4 Demanda de fósforo en España	27
3.5.1 Requisitos de calidad y condicionantes del mercado para el fósforo recuperado	29
4.5 Percepción social del ciclo del fósforo en España	30
4.2.1 Primera fase: panel experto	31
4.2.2 Segunda fase: cuestionario ampliado	31
<b>4 El ciclo del fósforo en Portugal</b>	<b>34</b>
4.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en Portugal	34
4.2 Actualización y regionalización de los principales flujos de fósforo en Portugal	36
4.2.1 Agricultura y balances agrarios	36
4.2.2 Carga de fósforo en masas de agua	37
4.2.3 Origen de las emisiones de fósforo por región hidrográfica	38
5.2.4.1 Emisiones difusas: agricultura y ganadería	39
5.2.4.2 Emisiones puntuales: sistemas urbanos e industriales	40
4.3 Demanda de fósforo en Portugal	41
4.4 Percepción social del ciclo del fósforo en Portugal	42
<b>5 El ciclo del fósforo en Francia</b>	<b>44</b>
5.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en Francia	44
5.3 Actualización y regionalización de los principales flujos de fósforo en Francia	45
5.2.1 Agricultura y balances agrarios	45
5.2.2 Carga de fósforo en masas de agua	48
5.2.3 Emisiones difusas de fósforo en Francia	50
5.2.4 Emisiones puntuales de fósforo en Francia	52
5.2.4.1 Emisiones puntuales: sistemas urbanos	52
5.2.4.2 Emisiones puntuales: sistemas industriales	53
5.3 Demanda de fósforo en Francia	54
5.4 Percepción social del ciclo del fósforo en Francia	55
<b>6 Conclusiones</b>	<b>57</b>
<b>7. Referencias bibliográficas</b>	<b>58</b>

## Objetivos del informe

El presente informe tiene por objeto realizar un diagnóstico del ciclo del fósforo (P) en la región SUDOE (suroeste de Europa) mediante la identificación de los sectores clave emisores de P y de las corrientes con alto potencial de recuperación.

Los objetivos específicos son:

1. Mapeo exhaustivo de los sectores más relevantes en términos de emisiones de P, como la agricultura intensiva y los sistemas de tratamiento de aguas residuales, entre otros. Se evaluará:
  - la localización de las fuentes
  - las cantidades generadas
2. Identificación de los principales consumidores de P, con especial énfasis en sectores como la agricultura y ciertas industrias que demandan fertilizantes o insumos ricos en P. Se analizará:
  - distribución geográfica
  - los volúmenes requeridos
  - las especificaciones de calidad necesarias para satisfacer sus necesidades
3. Identificación de las percepciones sociales sobre el ciclo del fósforo

El resultado de esta actividad será una caracterización integral del ciclo del P en la región SUDOE, incluyendo la ubicación de los flujos clave, las cantidades disponibles para su recuperación, los requerimientos de los consumidores y la percepción social sobre su uso. Este diagnóstico servirá como base para priorizar acciones en las fases posteriores del proyecto, promoviendo una gestión eficiente y sostenible del P.

## 1. Introducción

### 1.1. Sobre el proyecto

Actualmente existe una paradoja de escasez y sobreabundancia de fósforo (P). El fósforo es esencial para la agricultura y la seguridad alimentaria, pero no se dispone en la Unión Europea de suficientes reservas para responder a la creciente demanda. A la vez, su uso excesivo tiene impactos ambientales negativos, contaminando suelos y masas de agua. La gestión sostenible del P es, por tanto, de alta importancia, especialmente para la región SUDOE, donde la agroindustria es decisiva para su crecimiento y estabilidad. Sin embargo, dicha gestión presenta una serie de desafíos y requiere de una colaboración transnacional que involucre a los múltiples actores del ciclo del P.

ENDORSE propone un cambio de paradigma con la implementación de un modelo de Economía Circular en el marco del ciclo del P, a través de soluciones innovadoras y de proximidad, que aúnan la simbiosis entre el sector urbano y rural. El objetivo principal es diseñar e implementar una estrategia transnacional para la recuperación de sales de P a partir de corrientes residuales orgánicas ricas en este nutriente y su posterior valorización como fertilizantes, a través de prácticas agrícolas más sostenibles para garantizar la seguridad alimentaria y la protección de los recursos naturales a largo plazo. La novedad del proyecto reside en:

- La precipitación en cascada de diferentes sales de P, proceso más robusto y de menor coste operativo frente a otros que precipitan una única sal (como la estruvita)
- La aplicación inteligente y sostenible de las sales de P obtenidas, que permitirá una liberación controlada, maximizando la biodisponibilidad del P y demás nutrientes, preservando la salud del suelo y minimizando el impacto ambiental.

ENDORSE prevé la realización de 4 acciones piloto: un piloto de la tecnología de recuperación de sales de P localizado en Castilla y León y Galicia (ES), y 3 pilotos de aplicación de sales en agricultura, en Castilla y León (ES), Terras de Trás-os-Montes (PT), así como en Occitania y Nouvelle-Aquitaine (FR). Los pilotos contemplan un enfoque multiactor e innovador, y funcionarán como experiencias demostrativas aplicables a otros territorios. ENDORSE favorecerá la modernización y atractivo del sector agrícola en beneficio, especialmente, de las pymes, convirtiendo al espacio SUDOE en un espacio inteligente, novedoso, competitivo y sostenible.

### 1.2. La Región SUDOE

La región SUDOE —acrónimo de Sud-Ouest de l'Europe (Sudoeste de Europa)— constituye uno de los espacios de cooperación territorial más relevantes dentro del marco de la Política de Cohesión de la Unión Europea. Está integrada por los territorios del suroeste del continente europeo, e incluye 26 regiones y ciudades autónomas (NUTS II) de 4 Estados. Concretamente incluye 3 Estados miembros de la Unión Europea (UE): España (excepto Canarias), Portugal continental y el sur de Francia (principalmente las regiones de Nouvelle-Aquitaine, Occitanie y parte de Auvergne-Rhône-Alpes); asimismo, fuera de la UE, incluye el Principado de Andorra.

El Programa Interreg SUDOE, financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), promueve, desde el año 2000, la cooperación interregional entre estos países para afrontar desafíos comunes en materia de sostenibilidad ambiental, cambio climático, innovación, competitividad empresarial y cohesión territorial. En la actualidad, la región SUDOE puede considerarse una macroregión con identidad propia, caracterizada por su diversidad natural, climática, cultural y económica, y por compartir problemas estructurales similares.

Desde el punto de vista biofísico y ambiental, el territorio SUDOE abarca una superficie de más de 770.000 km<sup>2</sup>, con una población de más de 70 millones de habitantes. Su relieve combina sistemas montañosos (Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sierra Nevada, Macizo Central), amplias zonas agrícolas y forestales, y una extensa franja costera atlántico-mediterránea, lo que da lugar a una notable variedad de ecosistemas terrestres y acuáticos.

Climáticamente, el SUDOE constituye una zona de transición entre el dominio atlántico húmedo y el mediterráneo semiárido, experimentando elevada variabilidad climática, episodios de sequía y desertificación, y una fuerte presión sobre los recursos hídricos y edáficos. Estas condiciones hacen del territorio un espacio prioritario para el desarrollo de estrategias de adaptación al cambio climático y gestión sostenible de los recursos naturales.

En el plano económico y productivo, la región se caracteriza por una alta dependencia del sector agroalimentario, con actividades agrícolas, ganaderas, pesqueras y agroindustriales que representan un peso considerable en el empleo rural y en las exportaciones. La coexistencia de zonas intensivas de producción agrícola y ganadera, áreas industriales concentradas y espacios naturales frágiles plantea importantes retos en materia de sostenibilidad, contaminación difusa y gestión del territorio.

En consecuencia, la región SUDOE constituye un laboratorio territorial idóneo para abordar cuestiones transversales como la circularidad de los ciclos de nutrientes (N y P), la gestión del agua, la resiliencia frente al cambio climático, y la protección de los ecosistemas acuáticos y costeros. El análisis del ciclo del fósforo, en particular, adquiere aquí un papel estratégico, dado que

este recurso está estrechamente vinculado a la productividad agraria, la contaminación de las aguas y las oportunidades emergentes de recuperación y economía circular en el contexto europeo.

### 1.3. El fósforo

El fósforo (P) es un elemento esencial para todos los organismos vivos y un nutriente crítico para la producción de alimentos. Participa en los procesos bioquímicos fundamentales de la vida como la formación del ADN, transferencia de energía celular (ATP/ADP), fotosíntesis, crecimiento vegetal y metabolismo animal. Por todo ello, resulta indispensable para la seguridad alimentaria mundial. Aparte de los usos agrícolas (fertilizantes, piensos animales...), el fósforo, en sus distintas formas (ej.: ácido fosfórico, fósforo elemental y fosfatos inorgánicos) se utiliza en numerosos sectores (Persona, 2025):

- El ácido fosfórico se utiliza en la fabricación de detergentes industriales, el pulido o decapado de metales, y la producción de fosfato de hierro y litio (LFP) como material catódico para baterías de vehículos eléctricos.
- El fósforo elemental ( $P_4$ , o fósforo blanco) se emplea en la fabricación de productos fitosanitarios como los organofosforados (en particular el glifosato), así como en retardantes de llama, y en menores volúmenes en industrias estratégicas como la aeroespacial, la de paneles solares, los electrolitos de baterías ( $LiPF_6$ ) y los semiconductores.
- Los fosfatos inorgánicos están presentes en multitud de productos cotidianos de supermercado: pasta de dientes, conservantes alimentarios, agentes de fermentación e incluso en algunas bebidas carbonatadas muy conocidas.

A diferencia del nitrógeno, que puede obtenerse del aire mediante procesos biológicos o industriales, el fósforo no tiene sustituto natural ni se puede sintetizar artificialmente. Su disponibilidad depende exclusivamente de los yacimientos minerales de fosfato y de su ciclo biogeoquímico, en el cual el fósforo transita lentamente entre los compartimentos geológicos, terrestres y acuáticos. Además, la distribución de los principales yacimientos minerales a escala mundial es muy desigual (U.S. Geological Survey, 2024). Cerca del 70% de las reservas mundiales de roca fosfórica se encuentran en Marruecos, seguido por China (5%) y otros países del norte de África como Egipto (4%), Argelia (3%) o Túnez (3%). En cuanto a la producción en 2023, este ranking sufre algunas alteraciones, con China como principal productor mundial (más del 40% de la producción mundial), seguida de Marruecos (16%), Estados Unidos (9%) y Rusia (6%).

Por tanto, el fósforo, a pesar de ser un elemento clave e insustituible en diversas cadenas de valor, es un recurso finito y geopolíticamente desigual, con la mayor parte de las reservas económicamente viables concentradas en un número reducido de países. Esta distribución asimétrica genera preocupaciones sobre la disponibilidad a largo plazo y sobre la dependencia estratégica de regiones importadoras como la Unión Europea (Comisión Europea, 2023). Actualmente, la Unión Europea no tiene minas de fósforo activas, a excepción de Finlandia, por lo que depende en más de un 90% de las importaciones. Concretamente, más de un 50% de las importaciones entre 2018 y 2024 fueron realizadas a Marruecos y a Rusia (Persona, 2025). Esta dependencia hace que la UE sea vulnerable a la volatilidad de los mercados y a riesgos geopolíticos. Por ello, desde hace años que el fósforo forma parte de la lista europea de **materias primas críticas**. Esta consideración resalta su valor económico y su vulnerabilidad en el contexto de la transición ecológica.

Más allá de las limitaciones de suministro, la gestión ineficiente del fósforo a lo largo de su ciclo de vida se ha convertido en un desafío ambiental de primer orden. Los excesos de fósforo procedentes de la escorrentía agrícola, las aguas residuales y los vertidos industriales constituyen una de las principales causas de eutrofización, provocando proliferaciones de algas nocivas, pérdida de biodiversidad y degradación de los ecosistemas acuáticos continentales y marinos (UNEP, 2025). Al mismo tiempo, una parte sustancial del fósforo se pierde como residuo, sin ser recuperado ni reutilizado, lo que compromete la circularidad y la eficiencia en el uso de los recursos.

Por estas razones, **la gestión sostenible del fósforo se reconoce cada vez más como una cuestión estratégica global**, en la que confluyen la seguridad de los recursos, la sostenibilidad ambiental y la resiliencia de los sistemas alimentarios. Desarrollar enfoques integrados que mejoren la eficiencia del fósforo, cierren los ciclos de nutrientes y reduzcan los impactos ambientales resulta esencial para avanzar hacia los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) de las Naciones Unidas, especialmente aquellos vinculados con la seguridad alimentaria, la calidad del agua y la salud de los ecosistemas.

### 1.4. El ciclo del fósforo en la Unión Europea

El ciclo del fósforo, como se anticipó anteriormente, es intrínsecamente complejo, ya que integra múltiples cadenas de valor, diferentes formas químicas del elemento y una amplia variedad de productos y procesos industriales y biológicos (Persona, 2025). A pesar de esta complejidad, en las últimas décadas se han realizado distintos estudios de diagnóstico sobre este ciclo en la Unión Europea, tanto en su conjunto (ej.: Van Dijk et al., 2016 -EU27- y Ott and Rechberger, 2012 -EU15-), como en algunos de sus países miembros (ej.:

Klinglmair et al., 2015 –Dinamarca– y Hamilton et al., 2016 –Noruega–), incluyendo los países que conforman la región SUDOE (ej.: Álvarez et al., 2018 para España; Lima et al., 2024 para Portugal y Senthilkumar et al., 2012 para Francia).

La Ilustración 1 recoge el esquema simplificado del análisis de flujos de sustancias (SFA) desarrollado por Van Dijk et al. (2016) para la EU-27 con datos de referencia del año 2005. El estudio cuantificó 31 flujos principales y 96 subflujos de fósforo entre cinco grandes sectores: producción agrícola (Crop Production, CP), producción ganadera (Animal Production, AP), procesado de alimentos (Food Processing, FP), producción no alimentaria (Non-Food, NF) y consumo humano (Human Consumption, HC). Además, aunque no se modelizaron dinámicamente por considerarse relativamente constantes en el tiempo, se identificaron reservorios relevantes de fósforo, como el contenido en animales vivos y población humana.

Los resultados muestran una fuerte dependencia exterior de la Unión Europea en términos de fósforo total. En 2005, la EU-27 importó aproximadamente 2392 kt P y exportó o perdió 1468 kt P, lo que dio lugar a un balance positivo neto de 924 kt P. Esta diferencia no desaparece del sistema, sino que se acumula mayoritariamente en los suelos agrícolas europeos, incrementando el stock edáfico de fósforo. Esta acumulación refleja un patrón estructural de excedentes agrarios, resultado de entradas (fertilizantes minerales, piensos importados...) superiores a las extracciones por cosecha y exportación de productos.

En términos de salidas del sistema, el estudio identifica varias vías relevantes: pérdidas hacia cuerpos de agua (superficiales y subterráneos), acumulación en vertederos y residuos sólidos, así como exportaciones en productos agrícolas y alimentarios. Una parte significativa del fósforo termina en flujos residuales urbanos (aguas residuales y residuos sólidos), lo que pone de manifiesto la importancia del sistema urbano como nodo estratégico tanto de pérdida como de potencial recuperación.

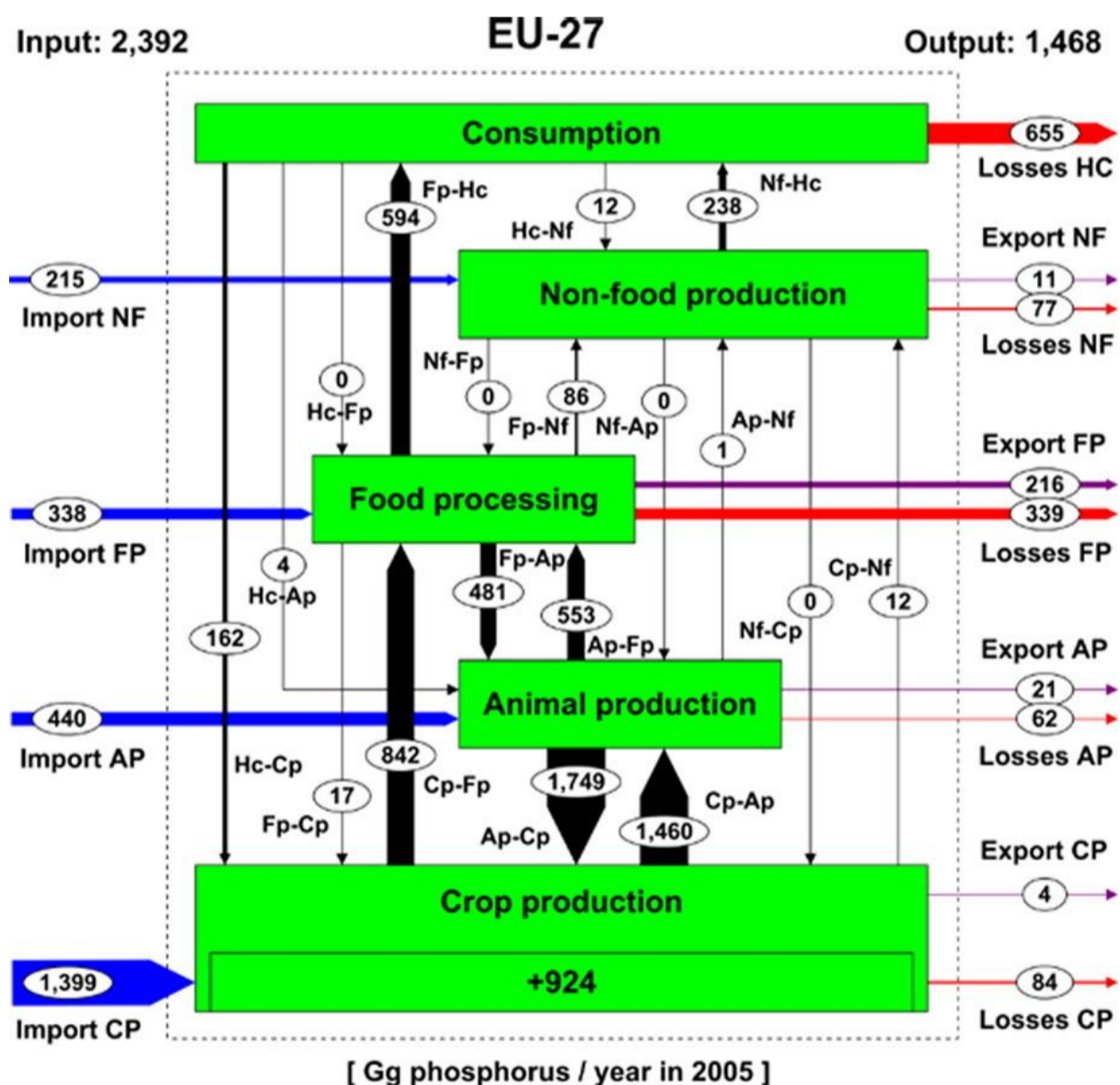


Ilustración 1. Extraída de Van Dijk et al. (2016). Uso del fósforo (P) empleado por EU-27 en 2005 [Gg P/año]; basado en 96 sub-flujos agregados en las cadenas producción-consumo-residuo de productos alimentarios y no alimentarios. Código de colores: azul (importaciones), púrpura (exportaciones), rojo (pérdidas) y negro (flujos internos ascendentes y descendentes). CP: producción agrícola. AP: producción ganadera. FP: procesado de alimentos. NF: producción no alimentaria. HC: consumo humano.

Desde una perspectiva ambiental, estas salidas no solo representan ineficiencias en el uso de un recurso crítico y no renovable, sino que constituyen la base de problemas como la eutrofización de aguas continentales y costeras. En este sentido, el estudio subraya que una mejora en la eficiencia del uso del fósforo y el incremento de las tasas de recuperación desde residuos urbanos y corrientes

secundarias podrían simultáneamente reducir la dependencia de importaciones, disminuir la acumulación excesiva en suelos y mitigar impactos ambientales.

En síntesis, Van Dijk et al. (2016) concluyen que el sistema europeo del fósforo presenta tres características estructurales: (i) elevada dependencia de importaciones de roca fosfórica y fertilizantes, (ii) acumulación progresiva de fósforo en suelos agrícolas, y (iii) pérdidas significativas hacia compartimentos ambientales y residuos con bajo nivel de recuperación. Estos resultados evidencian un importante margen de mejora en términos de eficiencia y circularidad, especialmente mediante estrategias de reciclaje desde aguas residuales, residuos orgánicos y subproductos industriales.

No obstante, dado que los datos de referencia corresponden a 2005, y considerando los cambios regulatorios, tecnológicos y de mercado producidos en las últimas dos décadas —incluyendo la Directiva Marco del Agua, el Reglamento europeo de fertilizantes y el impulso reciente a la economía circular— resulta imprescindible disponer de diagnósticos actualizados y territorialmente desagregados del ciclo del fósforo. Precisamente en este contexto se enmarca el presente estudio para la región SUDOE, cuyo objetivo es actualizar y regionalizar la caracterización del ciclo del fósforo en España, Portugal y Francia, identificando puntos críticos de emisión, potenciales de recuperación y condicionantes de mercado que permitan avanzar hacia una gestión más eficiente y circular del recurso.

## 2. Metodología

### 2.1 Enfoque general

El diagnóstico del ciclo del fósforo en la región SUDOE se ha desarrollado mediante un enfoque integrador que combina análisis cuantitativo de flujos materiales con evaluación cualitativa de la percepción social. Más que replicar de forma estricta un análisis completo de flujo de sustancias (SFA) para cada país, el objetivo ha sido actualizar y adaptar el conocimiento existente a una escala territorial operativa, identificando desequilibrios estructurales, presiones ambientales, dinámicas de demanda y oportunidades de recuperación en España, Portugal y Francia.

En lo relativo a la delimitación territorial, se optó por un enfoque metodológico flexible, adaptado a la estructura y disponibilidad de la información en cada país. En España y Francia, el análisis se desarrolló principalmente a escala NUTS II, al tratarse de una unidad estadística armonizada a nivel europeo que permite integrar datos agrarios, económicos y demográficos con suficiente nivel de desagregación. Sin embargo, en Portugal la mayor parte de la información relativa a presiones, emisiones y calidad del agua se encuentra sistematizada en los Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH), lo que hizo aconsejable adoptar la región hidrográfica como unidad principal para el análisis de emisiones difusas y puntuales. Esta adaptación no responde únicamente a una cuestión de disponibilidad de datos, sino también a un criterio de coherencia funcional, ya que la cuenca constituye la unidad natural de análisis para las dinámicas de transporte y acumulación de fósforo en el medio acuático. En conjunto, esta aproximación permitió mantener la comparabilidad entre países sin renunciar a una caracterización técnica rigurosa y territorialmente consistente del ciclo del fósforo.

### 2.2 Marco analítico y procedimiento de desarrollo del diagnóstico

El punto de partida metodológico fue la revisión de los principales estudios nacionales sobre el ciclo del fósforo: Álvarez et al. (2018) para España, Lima et al. (2024) para Portugal y Senthilkumar et al. (2012) para Francia. Estos estudios proporcionaron un marco estructural para comprender los grandes flujos, stocks y acumulaciones en cada país. A partir de estos trabajos de referencia, se procedió a la actualización de los balances agrarios mediante la incorporación de datos estadísticos más recientes sobre aportes de fertilizantes minerales, extracciones por cosecha y evolución del consumo.

La evaluación del fósforo en las masas de agua se realizó para los tres países a partir de información procedente de redes oficiales de seguimiento de la calidad del agua y de informes técnicos nacionales. Este análisis permitió estimar la carga de fósforo presente en el medio acuático y evaluar las presiones existentes, diferenciando territorialmente las regiones con mayor contribución. En aquellos casos en los que la disponibilidad de datos lo permitió, se analizaron las cargas de fósforo total transportadas por las principales cuencas, así como sus implicaciones sobre el estado trófico de las masas de agua y la evolución temporal de dichas cargas. Este enfoque facilitó una visión comparativa del papel del compartimento hídrico dentro del ciclo del fósforo en cada país, adaptada al nivel de detalle que ofrecían las fuentes disponibles.

Las emisiones se clasificaron en difusas y puntuales, siguiendo la estructura adoptada en los planes hidrológicos y en la literatura especializada. Las emisiones difusas, asociadas principalmente a agricultura y ganadería, se estimaron combinando información sobre superficie agrícola útil, efectivos ganaderos y coeficientes de pérdida reconocidos en la bibliografía o en los propios planes hidrológicos. Se reconoce que este tipo de estimaciones, basadas en factores de emisión, pueden infraestimar o sobreestimar las pérdidas reales en determinados contextos, especialmente en el caso de la ganadería, por lo que los resultados se interpretan como órdenes de magnitud orientativos.

Las emisiones puntuales se analizaron diferenciando entre vertidos procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) y emisiones industriales declaradas. En el caso de las EDAR, el análisis se basó en datos reales de entradas y salidas de fósforo total cuando esta información estuvo disponible, lo que permitió estimar las cargas efectivamente tratadas y vertidas al medio receptor. Por su parte, las emisiones industriales se evaluaron a partir de los registros oficiales de emisiones y fuentes contaminantes (PRTR nacionales y europeo), considerando los valores declarados más recientes disponibles. Este enfoque permitió identificar los sectores industriales con mayor contribución al vertido de fósforo al agua y dimensionar su peso relativo dentro del conjunto de emisiones puntuales.

El diagnóstico técnico del ciclo del fósforo en España se complementó con un proceso de cocreación con stakeholders desarrollado en dos rondas (Nov 25 - Feb 26) e inspirado en una metodología tipo Delphi (desarrollada en el marco de la actividad A1.1). Este proceso se orientó a un público experto (agentes locales y agentes asociados del proyecto), dado el carácter altamente especializado de la temática abordada y el enfoque del proyecto, que requiere la participación de actores con conocimiento técnico específico del ciclo del fósforo. A través de este proceso se mapearon los principales agentes implicados en el sistema y se integró la perspectiva de

actores clave a lo largo de la cadena de valor, incluyendo, entre otros, el sector agrícola, la industria de fertilizantes y los gestores del ciclo urbano del agua.

El análisis se basó en un enfoque de doble materialidad (Adams et al., 2021), evaluando tanto el impacto del ciclo del fósforo sobre los distintos actores como la influencia de estos sobre el propio ciclo. Este enfoque se complementó con preguntas directas sobre distintos aspectos relacionados con los fertilizantes fosforados, recogiendo tanto la percepción propia de los participantes como la percepción que atribuyen a otros agentes con los que interactúan habitualmente. Paralelamente, se llevaron a cabo entrevistas en profundidad con expertos representativos de estos mismos sectores, lo que permitió contrastar la información cuantitativa con conocimiento operativo actualizado, identificar barreras técnicas y regulatorias y obtener una visión más precisa del estado actual y de las oportunidades de mejora del ciclo del fósforo en la región SUDOE.

La integración de resultados cuantitativos y cualitativos, sumada a la revisión bibliográfica, ha permitido obtener una visión sistémica del ciclo del fósforo en la región SUDOE, conectando balances agrarios, emisiones, calidad de aguas, estructura de mercado y percepción social. Si bien existen limitaciones derivadas de la heterogeneidad estadística entre países, de la utilización de diferentes escalas territoriales y de la necesidad de aplicar coeficientes de estimación en ausencia de mediciones directas, estas se han abordado mediante transparencia en los supuestos adoptados y criterios conservadores de interpretación.

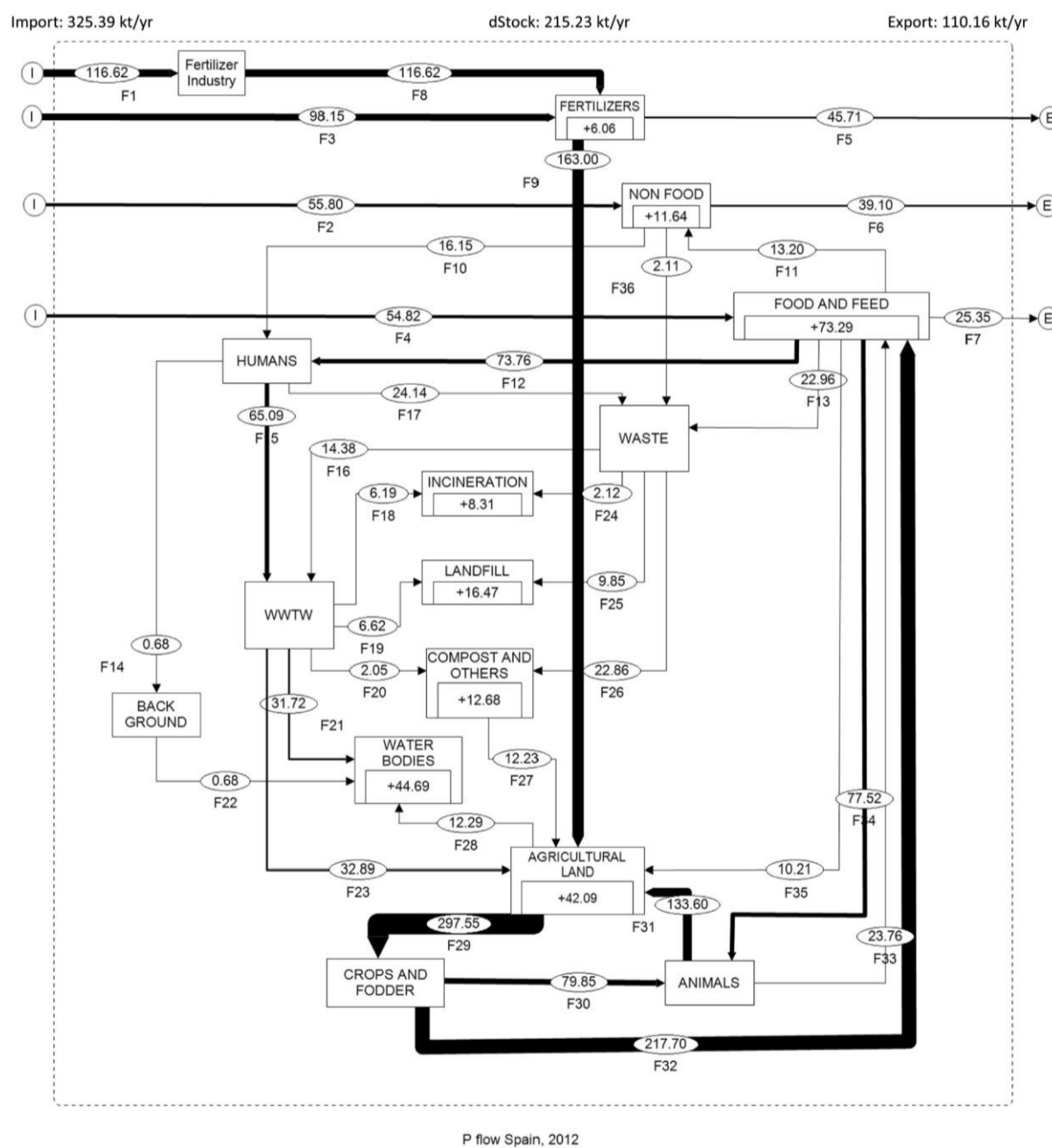
En conjunto, la metodología adoptada no se limita a describir flujos materiales, sino que configura una base operativa para identificar puntos críticos, oportunidades de recuperación y condicionantes de mercado, proporcionando así un soporte técnico sólido para las fases posteriores de implementación del proyecto ENDORSE en la región SUDOE.

### 3 El ciclo del fósforo en España

#### 3.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en España

El análisis más completo del ciclo del fósforo en España a escala nacional es el desarrollado por Álvarez et al. (2018), que constituye la referencia principal para comprender la estructura del fósforo en el sistema agroalimentario y urbano español. Este estudio (Ilustración 2) modela de forma integrada, para el año base 2012, los sistemas agrícola, ganadero, alimentario, industrial y urbano, proporcionando una visión cuantificada de los principales flujos de entrada, transformación, acumulación y pérdida.

El estudio se centra principalmente en los flujos asociados a la producción agrícola y alimentaria —que representan más del 50% del uso total de fósforo en el país— aunque también incorpora flujos industriales relevantes, como los asociados a la fabricación y comercialización de fertilizantes, detergentes, bebidas y otros productos no alimentarios. La modelización permite identificar tanto los recursos primarios (principalmente fósforo mineral importado) como los recursos secundarios (estiércoles, lodos de depuración y compost).



**Ilustración 2. Resultados del análisis de flujo del fósforo en España para los sistemas de producción alimentaria y de consumo (extraída de Álvarez et al., 2018). Todos los valores están expresados en kt de fósforo por año (kt P/año). Los detalles de los flujos se pueden consultar en el artículo de Álvarez et al. (2018).**

En 2012, las entradas totales al sistema español ascendieron a 325 kt P/año, mientras que las exportaciones alcanzaron 110 kt P/año, lo que se traduce en una importación neta de aproximadamente 215 kt P/año. Las principales entradas correspondieron a la importación de roca fosfórica y ácido fosfórico para la fabricación de fertilizantes (116 kt P/año), así como a la importación directa de fertilizantes minerales (98 kt P/año). En conjunto, estas dos categorías representan más del 65% del fósforo importado por España. El resto de las entradas se distribuye entre la importación de fósforo contenido en alimentos y piensos, así como en productos no alimentarios. Este balance confirma que España es un importador neto estructural de fósforo y carece de reservas propias de roca

fosfórica, lo que implica una dependencia significativa de mercados exteriores y una vulnerabilidad potencial ante fluctuaciones de precios o tensiones geopolíticas.

El sector agrícola constituyó el principal nodo del ciclo del fósforo en España. Las entradas totales hacia la agricultura alcanzaron 341,7 kt P/año, una cifra incluso superior al volumen anual de importaciones estatales, lo que refleja la magnitud de los flujos internos de reciclaje. Estas entradas procedieron principalmente de fertilizantes minerales (48%) y de estiércoles ganaderos (39%), complementados por lodos de depuración urbana (10%) y compost u otros aportes orgánicos (3%). Las salidas del sistema agrícola, en forma de cultivos y forrajes, ascienden a 297,55 kt P/año. El resultado fue un superávit anual de 54,38 kt P/año, que evidencia una acumulación neta en el sistema. De este excedente, aproximadamente 12 kt P/año se perdió hacia masas de agua, mientras que cerca de 42 kt P/año se acumularon anualmente en los suelos agrícolas. La eficiencia agraria, medida como la relación entre salidas y entradas, se situó en torno al 85%, pero la acumulación edáfica sostenida confirmó la existencia de un almacenamiento progresivo que puede incrementar el riesgo de pérdidas difusas bajo determinadas condiciones ambientales.

El sistema ganadero presentó una eficiencia notablemente inferior. Las entradas totales de fósforo en la ganadería, procedentes de piensos y pastos, alcanzaron 157,37 kt P/año. De esta cantidad, únicamente 23,76 kt P/año se convirtió en productos animales útiles, mientras que 133,6 kt P/año pasaron a estar en forma de estiércoles. Esto implica una eficiencia de conversión cercana al 15%, lo que significa que aproximadamente el 85% del fósforo ingerido retornó como estiércol. Este flujo constituye una corriente esencial para el reciclaje interno, pero también plantea desafíos de redistribución territorial y gestión ambiental.

En el sistema alimentario y de piensos, las entradas totales ascendieron a 296 kt P/año, procedentes tanto de la producción agrícola nacional como de importaciones. Las salidas se estimaron en 223 kt P/año, lo que sugiere una acumulación o posibles limitaciones en la contabilización de determinados flujos, como almacenamiento de cereales u otros productos.

El sistema urbano representa otro compartimento relevante del ciclo. Las estaciones depuradoras recibieron aproximadamente 79,47 kt P/año en aguas residuales. De esta cantidad, 47,75 kt P/año (alrededor del 60%) se eliminaron en los lodos de depuración, mientras que 31,72 kt P/año se descargaron en el efluente final. El fósforo descargado en efluentes representó aproximadamente el 71% de las pérdidas totales hacia cuerpos de agua, estimadas en 44,69 kt P/año. En cuanto al destino de los lodos, el 69% se aplicó en agricultura, el 27% se depositó en vertederos y el 4% se destinó a otros usos. La tasa global de recuperación de fósforo desde aguas residuales se estimó en torno al 44%, una cifra todavía lejos de un cierre completo del ciclo.

En conjunto, el estudio identifica dos grandes categorías de salida no comercial: por un lado, acumulación en mercados y stocks internos (90,99 kt P/año) y, por otro, pérdidas al medio ambiente que ascendieron a 111,56 kt P/año. Estas pérdidas se distribuyeron principalmente entre descargas a cuerpos de agua (44,69 kt P/año), acumulación en suelos agrícolas (42,09 kt P/año) y depósito en vertederos (24,78 kt P/año). En términos agregados, **aproximadamente un tercio del fósforo importado terminó perdido al medio ambiente**, lo que pone de manifiesto ineficiencias estructurales en el sistema español y justifica la necesidad de avanzar hacia estrategias de mayor eficiencia y recuperación.

Los resultados de Álvarez et al. (2018) proporcionan una imagen estructural del ciclo del fósforo en España a escala nacional y permiten identificar los principales nodos del sistema, los desequilibrios existentes y las corrientes potencialmente recuperables. Sin embargo, este análisis corresponde al año base 2012 y se presenta a escala agregada estatal, lo que limita su capacidad para captar dinámicas territoriales específicas y cambios recientes en el ciclo del fósforo.

Por ello, en el marco del proyecto ENDORSE, **resulta necesario complementar la visión estructural proporcionada por la literatura con un análisis actualizado y regionalizado**. En los apartados siguientes se procede a desagregar el ciclo del fósforo a escala NUTS II, evaluando de forma diferenciada los sistemas agrícola y ganadero, urbano e industrial, así como su contribución a las emisiones al medio acuático. Este enfoque permitirá identificar patrones regionales, territorios prioritarios y corrientes estratégicas con potencial de recuperación, alineando el diagnóstico con los objetivos operativos del proyecto.

### 3.2 Actualización del ciclo del fósforo en España

Según la *Estadística de consumo de fertilizantes en la agricultura* del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA, 2023c), en 2023 la importación total de fertilizantes fosfatados alcanzó aproximadamente 256.688 toneladas de  $P_2O_5$ , equivalentes a unas 112 kt de P (Tabla 1). Por su parte, la producción nacional de fertilizantes se situó en 117.187 toneladas de  $P_2O_5$  (unas 51 kt de P), lo que supone una reducción superior al 50% respecto a los niveles de producción registrados en 2012 (116 kt de P). A primera vista, esta evolución podría interpretarse como una transformación estructural del sector productor nacional y un refuerzo de la dependencia exterior para cubrir la demanda interna.

No obstante, la información recabada a través de entrevistas a representantes de la industria de fertilizantes y del sector agrícola, realizadas en el marco del proyecto ENDORSE, matiza esta lectura. Los años 2022 y 2023 estuvieron marcados por una fuerte inestabilidad geopolítica, el encarecimiento extraordinario de las materias primas y el incremento de los costes energéticos, factores que afectaron de manera significativa a la producción y comercialización de fertilizantes en España. En este contexto, algunas instalaciones redujeron o cesaron temporalmente su actividad productiva, y parte de la producción se reubicó en otras regiones de la Unión Europea.

Según los expertos consultados, en 2024 el mercado comenzó a estabilizarse, aunque en un escenario más frágil que el existente antes de la crisis. Esta situación sugiere que el descenso de la producción observado en 2023 no debe interpretarse exclusivamente como un cambio estructural consolidado, sino también como el resultado de una coyuntura excepcional que ha puesto de manifiesto la vulnerabilidad del sistema español frente a perturbaciones externas en la cadena de suministro de fósforo.

En términos de mercado, las ventas agrícolas totales en 2023 ascendieron a 243 778 toneladas de  $P_2O_5$ , lo que refleja una demanda relevante y sostenida por parte del sector agrario, aunque inferior a la suma de importaciones y producción debido a la existencia de exportaciones a determinados usos no agrícolas. La estructura del mercado confirma, además, el claro predominio de los fertilizantes complejos frente a los fosfatados simples, tendencia que también fue subrayada por los representantes del sector industrial entrevistados, quienes indicaron que la demanda se orienta mayoritariamente hacia formulaciones NPK o NP adaptadas a necesidades específicas de cultivo.

De acuerdo con la información obtenida en las entrevistas con la industria de fertilizantes realizadas en el marco del proyecto ENDORSE, las exportaciones españolas se dirigen principalmente al mercado europeo, mientras que la exportación extracomunitaria es limitada. Esta configuración responde a varios factores, entre los que destaca el bajo valor unitario del producto en relación con su peso y volumen, lo que hace que los costes logísticos tengan un impacto significativo en el precio final. En consecuencia, el transporte a larga distancia reduce la competitividad en mercados lejanos, favoreciendo el comercio intracomunitario donde las distancias y costes asociados son menores. Este contexto refuerza la **importancia del mercado europeo como espacio prioritario de intercambio** y pone de manifiesto la **sensibilidad del sector a variables energéticas y logísticas**.

Tabla 1. Resumen (en toneladas de  $P_2O_5$ ) del mercado de fertilizantes en España en el año 2023. Fuente: MAPA (2023c).

Elementos fertilizantes	Entradas		Salida		
	Producción	Importación total	Ventas agrícolas	Usos no agrícolas	Exportación total
En fosfatados simples	20 613	137 580	38 575	C*	110 142
En complejos	96 574	119 109	205 203	C*	80 488
<b>Total <math>P_2O_5</math></b>	<b>117 187</b>	<b>256 688</b>	<b>243 778</b>	<b>5368</b>	<b>190 630</b>

\* Datos sujetos a secreto estadístico

No obstante, el análisis del ciclo del fósforo en la agricultura no puede limitarse al mercado de fertilizantes minerales, sino que debe incorporar también la evaluación de otros aportes a los suelos agrícolas y todas las retiradas. El balance más actualizado del fósforo en suelos agrícolas españoles (MAPA, 2023a), correspondiente al año 2021 (Tabla 2), muestra que las entradas totales alcanzaron 362 777 toneladas de P. Aproximadamente el 48% de estas entradas procedió de fertilización mineral (172 950 t P), mientras que el resto se distribuyó entre estiércoles (100 337 t P, ~30%), fertilizantes orgánicos distintos del estiércol (~8%), excrementos en pastoreo (~13%) y semillas (~3%).

Las salidas totales del sistema agrícola en 2021 ascendieron a 280 446 toneladas de P, siendo la retirada de cosechas el principal flujo de salida (más del 70% del total), seguida de la retirada de paja y planta (~12%), el pastoreo (~14%) y el crecimiento de madera y raíces (~3%). El balance resultante fue positivo, con un superávit de 82 331 toneladas de P, equivalente a 2,6 kg P/ha a escala nacional.

El carácter positivo del balance agrario en España no responde a una situación coyuntural, sino que constituye una tendencia sostenida en el tiempo: los informes oficiales muestran superávits continuados desde 1990 hasta 2021. En consecuencia, la acumulación edáfica se consolida como un rasgo estructural del sistema agrícola español. En términos más amplios, la actualización del periodo 2012-2023 confirma la continuidad de **tres características fundamentales del ciclo del fósforo en España**:

- Persistencia de una fuerte dependencia exterior de recursos fosfatados, tanto en forma de materias primas como de fertilizantes elaborados
- Descenso significativo de la producción nacional de fertilizantes fosfatados, que refuerza dicha dependencia
- Permanencia de balances agrarios positivos con acumulación neta de fósforo en los suelos agrícolas

Tabla 2. Resumen del balance del fósforo en España (en toneladas de P) para el año 2021. Fuente: MAPA (2023a).

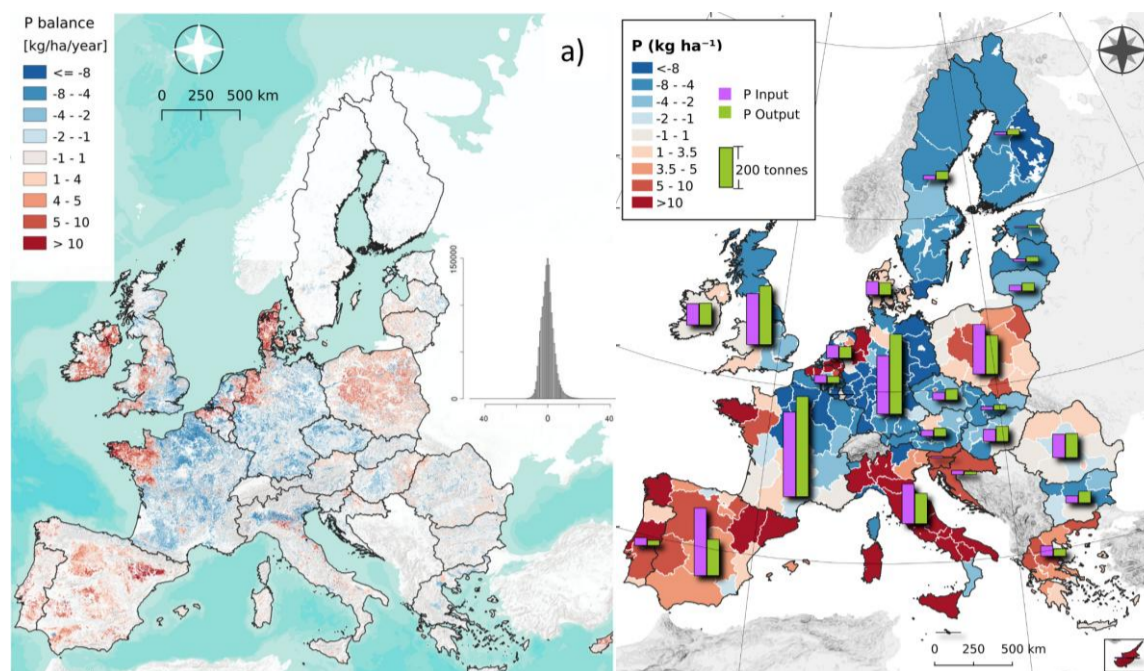
Concepto	Total Herbáceas	Total Leñosas	Zonas de Pastoreo	TOTAL
Superficies (ha)	8 892 368	5 047 599	17 602 785	3 1542 752
Fertilización Mineral	125 620	47 330	0	172 950
Abonado Estiércoles	70 582	19 653	10 102	100 337
Fertilización Otros Orgánicos	19 125	14 136	0	33 261
Excrementos en Pastoreo	5667	0	40 483	46 149
Semillas	10 079	0	0	10 079
<b>TOTAL ENTRADAS</b>	<b>231 073</b>	<b>81 119</b>	<b>50 585</b>	<b>362 777</b>
Retirada de Cosechas	157 531	42 179	0	199 710
Retirada de Paja-Planta	26 797	5742	0	32 539
Retirada por Pastoreo	4451	0	35 570	40 021
Crecimiento (Madera y Raíces)	0	8176	0	8176
<b>TOTAL SALIDAS</b>	<b>188 779</b>	<b>56 097</b>	<b>35 570</b>	<b>280 446</b>
<b>Balance</b>	<b>42 294</b>	<b>25 022</b>	<b>15 015</b>	<b>82 331</b>
<b>BALANCE (kg/ha)</b>	<b>4.8</b>	<b>5.0</b>	<b>0.9</b>	<b>2.6</b>

Estos resultados se alinean con estudios recientes a escala europea, como los de Muntwyler et al. (2024) y Panagos et al. (2022), en los que España aparece, en términos generales, con balances positivos de fósforo en suelos agrícolas (Ilustraciones 3A y 3B). Esta convergencia entre datos nacionales y análisis europeos refuerza la solidez del diagnóstico y sitúa el caso español dentro de una tendencia más amplia observada en diversos Estados miembros.

Aunque el balance nacional es positivo, su distribución territorial es marcadamente desigual. La desagregación por comunidades autónomas revela una geografía del fósforo heterogénea, condicionada por la estructura productiva regional, la superficie agraria útil, la intensidad de fertilización y la concentración ganadera.

Los datos disponibles para 2021 (Tabla 3) muestran que la mayoría de las comunidades autónomas presentan balances positivos. Cataluña (17,3 kg P/ha), Galicia (15,4 kg P/ha), Murcia (14,0 kg P/ha) y Comunidad Valenciana (11,4 kg P/ha) destacan por superávits elevados, lo que puede asociarse a una combinación de agricultura intensiva y elevada concentración ganadera en determinadas zonas. Estas regiones presentan condiciones propicias para acumulación estructural y, potencialmente, para mayores riesgos de pérdidas difusas si no se optimiza la gestión.

En contraste, Andalucía (-1,6 kg P/ha) y Castilla y León (-0,6 kg P/ha) presentan balances negativos en 2021. Estos valores deben interpretarse con cautela, ya que en ambos casos el cálculo del balance total incorpora una superficie muy amplia de zonas de pastoreo que apenas reciben fertilización mineral u orgánica. La inclusión de estas hectáreas, con bajos niveles de aportes de fósforo, reduce significativamente el balance medio expresado en kg P/ha a escala regional. Por tanto, el carácter negativo del balance agregado no implica necesariamente que los suelos agrícolas productivos o las tierras arables presenten déficits estructurales de fósforo, sino que responde en gran medida al peso relativo de superficies extensas con escasa fertilización dentro del cómputo regional total.



**Ilustración 3. A: Balances de fósforo medios para el periodo 2010-2019 (extraída de Muntwyler et al., 2024). B: Balance de fósforo por cada región expresado en  $\text{kg P ha}^{-1}$  (extraída de Panagos et al. 2022). Las barras verticales muestran la suma anual de las entradas de P (violeta) y de las salidas de P (verde) por país (expresadas en toneladas).**

El cruce entre ventas agrícolas de fertilizantes (2023) y balances de fósforo (2021) confirma que las regiones con mayores volúmenes absolutos de fertilización mineral no coinciden necesariamente con aquellas con mayor acumulación relativa.

La heterogeneidad observada en los balances autonómicos de fósforo no puede interpretarse únicamente a partir del volumen de fertilización mineral. La forma en que se fertilizan los suelos agrícolas en España varía considerablemente entre comunidades autónomas, y esta variabilidad está estrechamente ligada a los modelos productivos regionales, en particular a la presencia y concentración de sistemas ganaderos.

**Tabla 3. Resumen de las ventas agrícolas de fertilizantes (en toneladas de  $\text{P}_2\text{O}_5$ ) en 2023 y del balance del fósforo (en toneladas de P) por comunidades autónomas en España para el año 2021. Fuente: MAPA (2023a, 2023c).**

CCAA	Ventas Agrícolas 2023 (ton de $\text{P}_2\text{O}_5$ )	Abonado Estiércoles (ton)	Balance total de P en 2021 (ton)	Balance de P ( $\text{kg ha}^{-1}$ )
Galicia	5224	12 601	13 572	15.4
P. de Asturias	1220	2685	1538	3.3
Cantabria	623	1759	2387	8.7
País Vasco	2012	1034	1854	7.4
Navarra	5942	2297	3383	5.6
La Rioja	939	418	865	3.1
Aragón	33 755	14 270	13 069	4.4
Cataluña	6654	18 824	22 012	17.3
Baleares	837	458	6834	2.2
Castilla y León	59 613	14 780	-3676	-0.6
Madrid	4839	651	3873	7.9
Castilla La Mancha	23 071	8977	6837	1.3
C. Valenciana	17 007	4453	12 972	11.4
Murcia	15 704	2557	8717	14.0
Extremadura	14 609	4885	4758	1.3
Andalucía	51 264	8959	-10 387	-1.6

En términos estructurales, aproximadamente la mitad de las entradas de fósforo a los suelos agrícolas españoles procede de fertilización mineral, mientras que el resto corresponde a aportes orgánicos, principalmente estiércoles, excrementos en pastoreo y otros fertilizantes orgánicos (Ilustración 4). Sin embargo, esta proporción no es homogénea en el territorio (Tabla 3). En regiones con elevada densidad ganadera, especialmente aquellas con sistemas intensivos de porcino y avicultura, los estiércoles representan una fracción muy significativa del aporte total de fósforo a los suelos. En estos casos, la disponibilidad local de nutrientes orgánicos puede reducir la necesidad de fertilización mineral, pero también generar riesgos de acumulación cuando la capacidad de absorción agronómica es limitada.

Por el contrario, en regiones con menor presencia ganadera, la fertilización depende en mayor medida de aportes minerales. Estas diferencias estructurales explican por qué comunidades con volúmenes elevados de ventas de fertilizantes no siempre presentan los mayores superávits relativos de fósforo, y viceversa.

En consecuencia, **el sector ganadero no modifica el balance nacional agregado** —ya que los estiércoles forman parte de las entradas al sistema agrícola—, **pero sí desempeña un papel determinante en la configuración territorial del ciclo del fósforo**. La concentración espacial de la producción animal condiciona la distribución de nutrientes orgánicos, influye en la intensidad y forma de fertilización y contribuye a la generación de desequilibrios regionales.

Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, esta dimensión territorial resulta clave. La circularidad del fósforo no depende únicamente del volumen total de nutrientes disponibles, sino de su distribución espacial y de la capacidad de ajustar los modelos de fertilización a las condiciones productivas locales. En regiones con alta concentración ganadera, la prioridad puede centrarse en optimizar la gestión y redistribución de nutrientes orgánicos, mientras que en regiones con balances más ajustados el fósforo recuperado de otras corrientes (por ejemplo, urbanas) podría desempeñar un papel complementario.

Una parte del fósforo aportado a los suelos agrícolas a través de fertilización mineral y orgánica no es inmediatamente exportada mediante las cosechas, sino que queda retenida en el sistema edáfico, contribuyendo a la formación de stocks acumulados de fósforo en el suelo. Este fenómeno es coherente con los balances positivos observados de forma sistemática en España. Esta acumulación progresiva refleja la capacidad de los suelos para fijar fósforo en fracciones poco móviles, particularmente en formas asociadas a minerales de hierro, aluminio o calcio, dependiendo de las condiciones edafoclimáticas.

No obstante, la retención en el suelo no implica una inmovilización permanente. Bajo determinadas condiciones —eventos de lluvia intensa, erosión hídrica o prácticas de manejo inadecuadas— una fracción del fósforo acumulado puede mobilizarse y ser transportada hacia las masas de agua superficiales. En consecuencia, además de la acumulación estructural en suelos, el sistema agrícola constituye una fuente relevante de emisiones difusas de fósforo hacia el medio acuático.

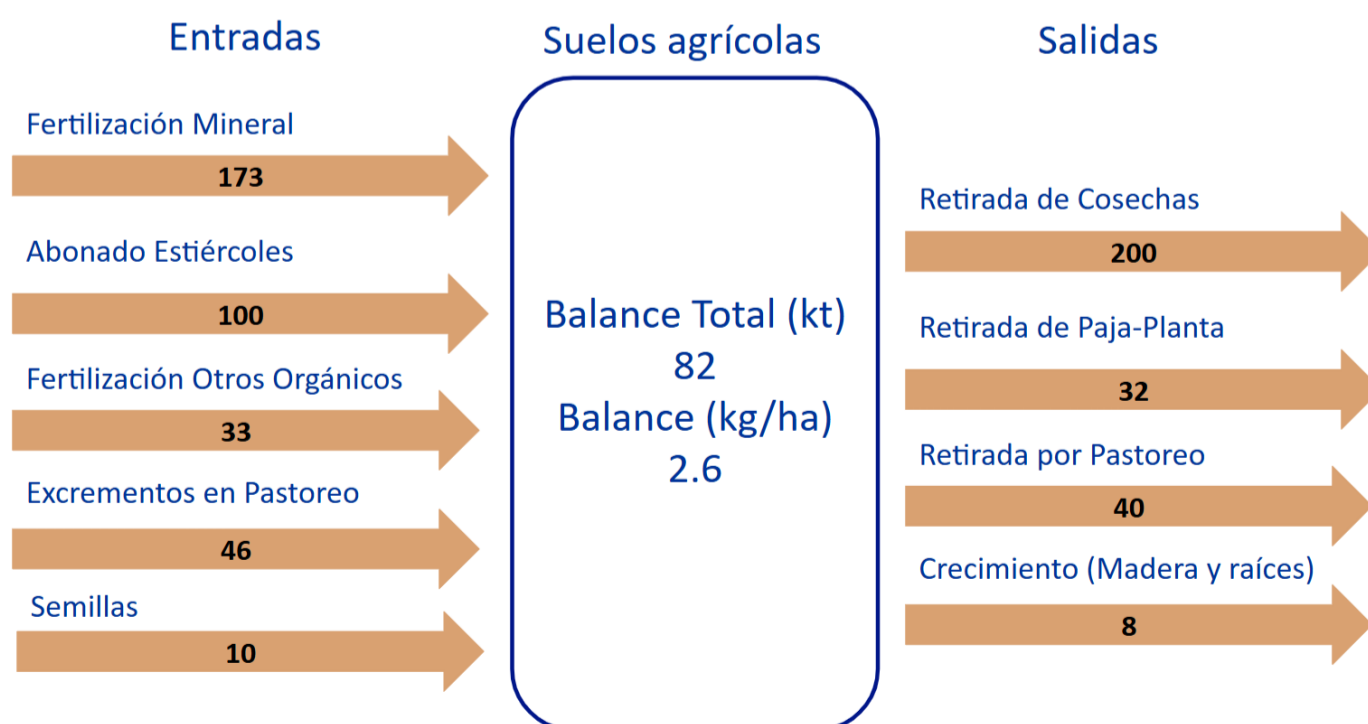


Ilustración 4. Resumen de las entradas y salidas de P (kt) en los suelos agrícolas en España para el año 2021. Fuente: MAPA (2023a).

### 4.3 Emisiones de fósforo al medio acuático en España

La transferencia de fósforo desde los suelos agrícolas hacia las masas de agua superficiales constituye uno de los principales mecanismos de presión difusa sobre el medio acuático. Estas concentraciones elevadas pueden provocar procesos de

eutrofización, es decir, una proliferación descontrolada de organismos fitoplanctónicos y plantas macrófitas que altera el equilibrio ecológico. El aumento de biomasa reduce la penetración de la luz en la columna de agua, afecta a la dinámica del oxígeno disuelto y modifica la estructura de las comunidades biológicas. Además de los impactos ambientales, la eutrofización tiene consecuencias socioeconómicas significativas, entre ellas el aumento del coste de potabilización del agua, dificultades para la navegación, aparición de malos olores y disminución de los recursos pesqueros.

Si bien las emisiones difusas asociadas a la agricultura y la ganadería extensiva representan una fuente relevante de fósforo hacia el medio acuático, también existen fuentes puntuales que contribuyen a la carga total. Entre ellas destacan determinadas actividades industriales y, especialmente, las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), que pueden verter fósforo en concentraciones superiores a las presentes de forma natural en el medio.

Como se ha señalado, una fracción significativa del fósforo aportado a los suelos agrícolas queda retenida y contribuye a la formación de stocks edáficos. Sin embargo, esta acumulación no implica una inmovilización permanente. Bajo determinadas condiciones ambientales, parte de este fósforo puede movilizarse y ser transportado hacia las masas de agua superficiales.

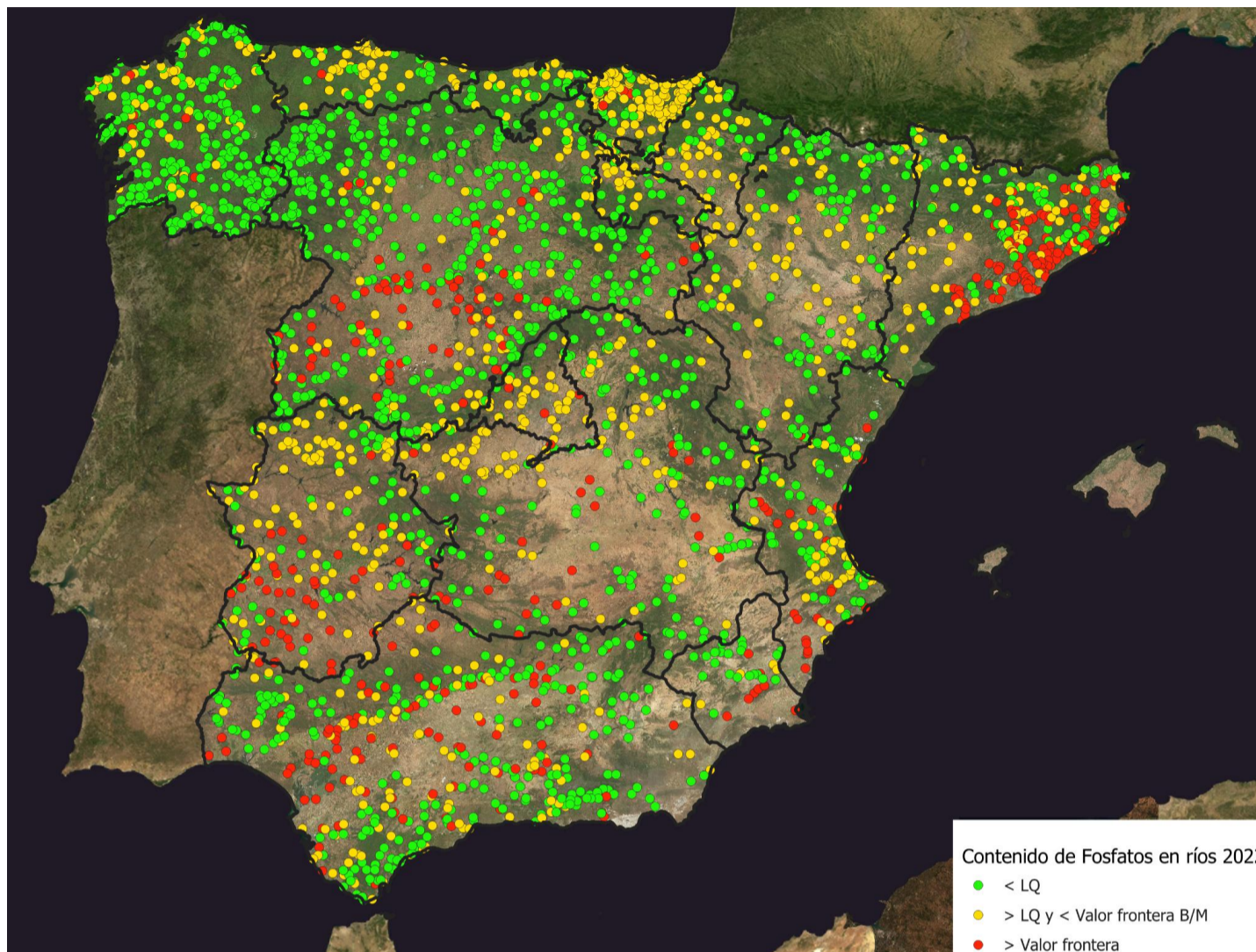
En este sentido, el análisis del ciclo del fósforo no puede limitarse al balance agrario, sino que debe incorporar necesariamente su conexión con el sistema hídrico y la calidad de las aguas.

#### 4.2.1 Marco normativo y evaluación de la calidad de las aguas

En España, la calidad de las aguas superficiales y su estado trófico están regulados principalmente por el Real Decreto 817/2015 y el Real Decreto 47/2022. De acuerdo con el Real Decreto 817/2015, la evaluación de la calidad de las aguas superficiales se basa en dos componentes: el estado ecológico y el estado químico. El estado ecológico refleja la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, mientras que el estado químico evalúa el cumplimiento de las normas de calidad ambiental (NCA) establecidas para sustancias prioritarias y otros contaminantes. Las NCA representan concentraciones máximas que no deben superarse para garantizar la protección de la salud humana y del medio ambiente.

En lo que respecta al fósforo, el Real Decreto 47/2022 establece que, en general, los ríos españoles no presentan problemas estructurales de eutrofización debido a sus características hidromorfológicas, que limitan la persistencia de proliferaciones algales. No obstante, el fósforo sí se utiliza como indicador clave para la evaluación del estado ecológico, concretamente a través de la concentración de fosfatos. Para cada tipología de río se definen valores umbral que delimitan el paso entre estado “muy bueno” y “bueno”, así como entre “bueno” y “moderado”, permitiendo identificar alteraciones antropogénicas progresivas.

El análisis de los datos de seguimiento de la concentración de fosfatos en ríos correspondientes a 2022, procedentes del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO, 2024a), pone de manifiesto que una proporción relevante de las estaciones de la red de control supera el umbral establecido entre el estado ecológico “bueno” y “moderado” (Ilustración 5), lo que sugiere presiones significativas asociadas a aportes de nutrientes. Estos puntos se concentran especialmente en comunidades autónomas como Castilla y León, Cataluña, Extremadura y Andalucía, y en menor medida en otras regiones con intensa actividad agrícola, ganadera o industrial. En el caso de Cataluña, además de la presión agrícola y ganadera, se suma un importante componente industrial. La combinación de factores productivos, climáticos e hidromorfológicos explica la heterogeneidad territorial observada en la calidad de las aguas.



**Ilustración 5. Red de seguimiento de la calidad de las aguas superficiales con la valoración del contenido de fosfatos en ríos en 2022. < LQ: por debajo del límite analítico; >LQ y < Valor frontera B/M: la concentración de fosfatos se encuentra por debajo del límite frontera entre el estado Bueno y el Moderado; y, > Valor frontera: la concentración de fosfatos se encuentra por encima del límite frontera entre el estado Bueno y el Moderado. Fuente: «© Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico»**

#### 4.2.2 Estado trófico de masas de agua continentales

El estado trófico de las masas de agua continentales se clasifica en tres categorías: no eutrófico, en riesgo eutrófico y eutrófico. Se considera que una masa de agua está “no eutrófica” cuando no soporta presiones significativas de nutrientes y no se superan los valores umbral establecidos; “en riesgo eutrófico” cuando existen presiones relevantes aunque los umbrales no se hayan superado; y “eutrófica” cuando la media anual de fósforo total y de clorofila a supera los valores de referencia, o cuando el fósforo total supera el umbral y la evaluación requiere juicio experto.

La caracterización del estado trófico no se realiza para todas las masas de agua, sino específicamente para embalses, lagos naturales, charcas, estuarios, aguas de transición y aguas costeras. De las 603 masas de agua evaluadas (Ilustración 6) —principalmente embalses—, 527 (87%) se clasifican como “en riesgo eutrófico”, mientras que 8 (1%) se consideran “eutróficas”. Aunque el porcentaje de masas de agua declaradas eutróficas es reducido, el elevado número de masas “en riesgo” indica que la presión por nutrientes sigue siendo significativa en gran parte del territorio nacional.



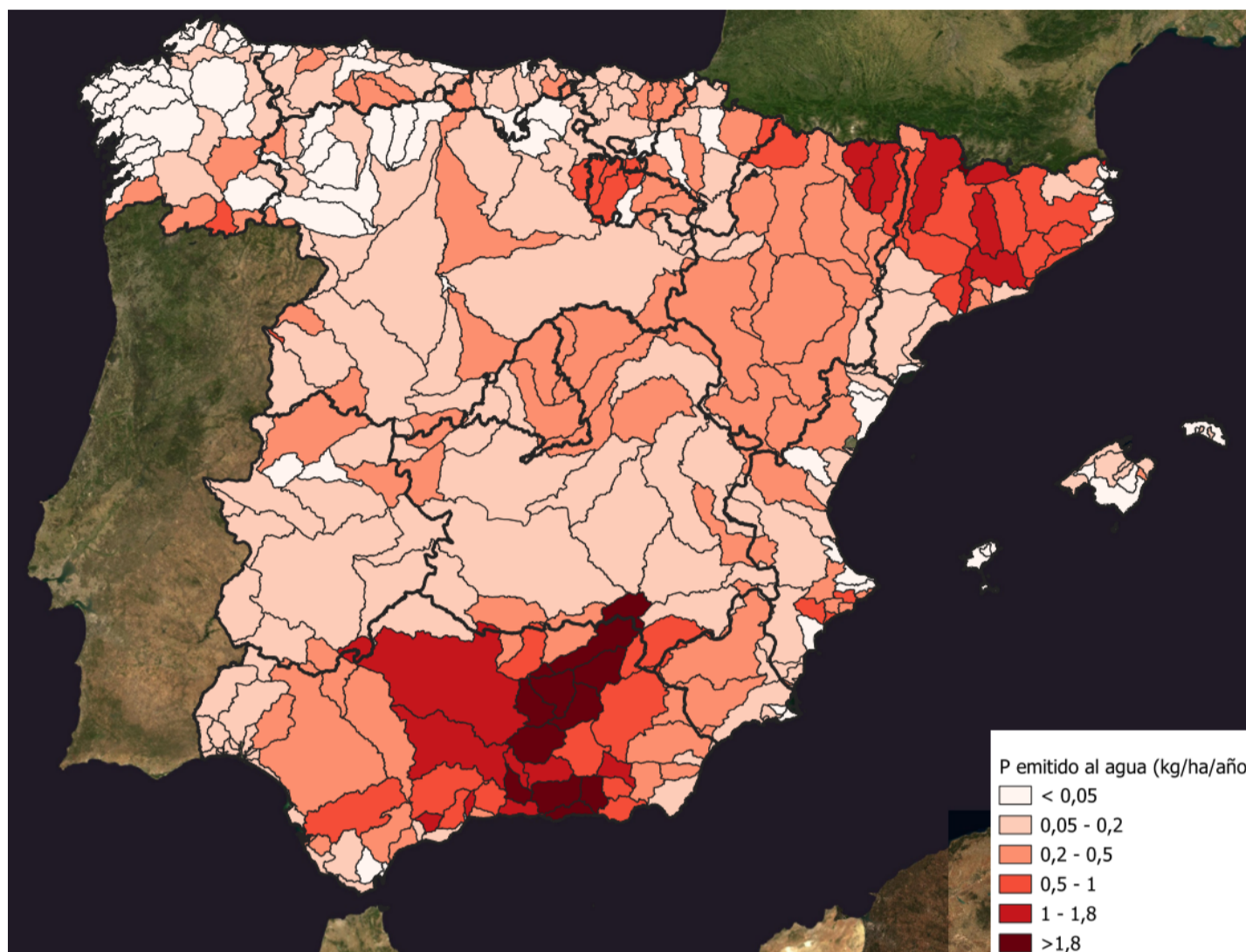
*Ilustración 6. Estado trófico de las masas de agua superficiales (imagen extraída del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico).*

### 4.2.3 Actualización de las emisiones difusas de fósforo en España

Con el fin de actualizar las estimaciones de emisiones difusas de fósforo hacia el medio acuático, se ha mantenido el marco metodológico propuesto por Álvarez et al. (2018), conservando los coeficientes de emisión por tipo de uso del suelo y actualizando únicamente la variable superficie agrícola a partir de la Encuesta sobre Superficies y Rendimientos de Cultivos (ESYRCE), utilizando los datos correspondientes a la Distribución General de la Tierra para el año 2023 (MAPA, 2023b).

Aplicando estos coeficientes a una superficie total agrícola de 25 266 636 ha (11 197 349 ha de tierras de labor y 14 069 287 ha de otras tierras agrícolas), **la emisión difusa estimada a escala nacional asciende a aproximadamente 10 kt P/año**, de las cuales alrededor de 9 kt P/año corresponden a tierras de labor y 1 kt P/año a otras tierras agrícolas. Esta magnitud es coherente con las estimaciones del estudio de 2012, donde las emisiones de los suelos agrícolas a las masas de agua se estima en 12 kt P/año.

La desagregación por comunidades autónomas revela una marcada heterogeneidad territorial. En términos absolutos, las mayores emisiones estimadas se concentran en: Castilla y León (~2.895 t P/año), Castilla-La Mancha (~2.151 t P/año), Andalucía (~1.362 t P/año), Extremadura (~626 t P/año) y Cataluña (~444 t P/año). Estas comunidades presentan amplias superficies de tierras de labor, lo que explica su peso dominante en el total nacional. En contraste, regiones como Cantabria, Asturias o Baleares presentan emisiones estimadas significativamente menores, asociadas a una menor superficie agrícola. No obstante, el análisis en términos absolutos debe interpretarse con cautela. **Las emisiones difusas están directamente vinculadas a la superficie cultivada**, por lo que las comunidades con mayor extensión agraria tenderán a mostrar valores más elevados, independientemente de la intensidad relativa por hectárea.



**Ilustración 7. Estimación de las pérdidas de fósforo ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) a las masas de agua, en España, debidas a la erosión hídrica en áreas agrícolas. Fuente: Panagos et al. (2022).**

En la Ilustración 7 se presentan las estimaciones de Panagos et al. (2022) relativas a las pérdidas anuales de fósforo hacia el agua, expresadas en kilogramos de P por hectárea emitidos anualmente. En la Tabla 4 se muestran las estimaciones de las emisiones totales por comunidad autónoma obtenidas a partir del cálculo de las medianas de los valores representados en la Ilustración 7 y a partir del área de la superficie agrícola utilizada (SAU) reportada por el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2022) a partir del Censo Agrario de 2020. El total de emisiones difusas estimado para España con esta metodología es de ~5 kt de P anuales, lo que supone casi la mitad de la estimación obtenida a través de los coeficientes de Álvarez et al. (2018). Aunque los valores obtenidos difieren de los calculados a partir del estudio de Álvarez et al. (2018), debido principalmente a diferencias metodológicas y de enfoque en la modelización de las pérdidas difusas, ambos análisis coinciden en señalar que comunidades como Andalucía y Cataluña presentan tasas especialmente elevadas de exportación de fósforo al medio acuático.

**Tabla 4. Emisiones totales de P al agua estimadas para cada comunidad autónoma a partir de las medianas de las tasas de emisión de Panagos et al. (2022) y de la superficie agrícola utilizada (SAU) reportada por el INE para el año 2020.**

CCAA	SAU (ha)	Mediana de las emisiones de P	Emisiones totales de P (kt)
Galicia	597993	0.03	0.018
P. de Asturias	333189	0.09	0.030
Cantabria	228844	0.10	0.023
País Vasco	176245	0.17	0.030
Navarra	511241	0.25	0.128
La Rioja	213306	0.18	0.038
Aragón	2217490	0.27	0.599
Cataluña	1092215	0.32	0.350
Baleares	167531	0.04	0.007

Castilla y León	5277137	0.13	0.686
Madrid	303330	0.24	0.073
Castilla La Mancha	4244352	0.22	0.934
C. Valenciana	589311	0.11	0.065
Murcia	373049	0.18	0.067
Extremadura	2785472	0.11	0.306
Andalucía	4748844	0.35	1.662

Los resultados de Panagos et al. (2022) refuerzan la idea de que las emisiones difusas constituyen una fracción significativa de las pérdidas totales de fósforo hacia el agua y que su distribución espacial está estrechamente vinculada a la estructura agraria, la intensidad de uso del suelo y las condiciones edafoclimáticas. No obstante, a diferencia de las emisiones puntuales asociadas a instalaciones concretas, estas pérdidas se producen de forma distribuida a lo largo del territorio, mediante procesos de escorrentía y erosión, lo que dificulta su interceptación mediante tecnologías de recuperación directa.

Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, **las emisiones difusas deben entenderse principalmente como un ámbito prioritario de prevención y mejora de la eficiencia en el uso del fósforo —a través de prácticas agronómicas adecuadas, gestión del suelo y optimización de la fertilización—** más que como una fuente viable de recuperación tecnológica directa del nutriente.

#### 4.2.4 Actualización de las emisiones puntuales de fósforo en España

A diferencia de las emisiones difusas, que se generan de forma distribuida en el territorio y están condicionadas por procesos hidrológicos y de manejo del suelo, las emisiones puntuales se originan en fuentes identificables y geográficamente localizadas. Esta característica permite su cuantificación directa, su control regulatorio y, en muchos casos, la aplicación de medidas correctoras específicas. En España, las emisiones puntuales de fósforo hacia aguas superficiales se asocian principalmente a dos grandes tipologías: el sistema urbano, a través de las EDAR, y determinadas instalaciones industriales.

Desde el punto de vista del diagnóstico realizado en el marco del proyecto ENDORSE, estas emisiones puntuales son especialmente relevantes no solo por su contribución a la presión sobre las masas de agua, sino también porque representan corrientes más concentradas y, por tanto, con mayor potencial de intervención tecnológica y/o de recuperación de fósforo en comparación con las pérdidas difusas.

##### 3.3.4.1 Emisiones urbanas: estaciones depuradoras de aguas residuales

Las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) constituyen la principal fuente puntual de fósforo en términos de carga agregada, ya que colectan la salida del sistema urbano y la conducen hacia un punto de tratamiento y vertido. Aunque la depuración elimina una fracción relevante del fósforo entrante (mediante procesos biológicos y/o fisicoquímicos), una parte residual puede permanecer en el efluente final y ser descargada a la masa de agua receptora.

Desde una perspectiva ENDORSE, el sistema de depuración urbana presenta además una ventaja operacional: el fósforo eliminado durante el tratamiento se transfiere previamente a corrientes concentradas (lodos y corrientes internas) que abren la puerta a la implementación de estrategias de recuperación y valorización de fósforo. Estas estrategias están condicionadas por aspectos técnicos, de calidad del producto, de aceptación del mercado, regulación y logística.

Para la estimación de las emisiones puntuales urbanas de fósforo se utilizaron los datos reportados por los Estados miembros a la European Environment Agency para 2021 a través de la base Waterbase (EEA, 2023), en el marco de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (UWWTD), actualmente refundida en la Directiva (UE) 2024/3019. En primer lugar, se procedió a la armonización de los datos declarados como medidos, calculados y estimados, priorizando la información reportada como medida y descartando valores atípicos o aquellos que presentaban incoherencias técnicas, tales como porcentajes de eliminación negativos. A partir de los datos depurados, se calcularon las concentraciones de fósforo en el efluente para cada una de las EDAR incluidas en la base de datos. Posteriormente, se estimó una concentración media de emisión por comunidad autónoma, utilizando las instalaciones disponibles en cada territorio como muestra representativa. En los casos de Extremadura y Comunidad

Foral de Navarra, donde no se disponía de datos reportados de concentración en la base de datos, se adoptó como aproximación la concentración media nacional ( $2,05 \text{ mg L}^{-1}$ ), con el fin de mantener la coherencia metodológica y evitar la infraestimación de las cargas.

Estas concentraciones medias autonómicas se cruzaron con los datos oficiales del volumen de aguas residuales tratadas en 2022, publicados por el Instituto Nacional de Estadística (INE, 2024), lo que permitió estimar las cargas totales anuales de fósforo vertidas al medio acuático por cada comunidad autónoma (Tabla 5).

Los resultados muestran que las emisiones puntuales urbanas estimadas para España ascienden a aproximadamente 9790 toneladas de fósforo al año, con una concentración media nacional en el efluente de  $2,05 \text{ mg L}^{-1}$ . En términos territoriales, las mayores cargas se concentran en: Cataluña (~1.786 t/año), Andalucía (~1.341 t/año), País Vasco (~1.248 t/año), Castilla y León (~1.021 t/año) y Galicia (~829 t/año). Estas comunidades presentan elevados volúmenes de aguas residuales tratadas y/o concentraciones medias relativamente altas en el efluente. Por el contrario, comunidades como Asturias, La Rioja o Navarra presentan cargas inferiores, asociadas a menores volúmenes de tratamiento. Cabe destacar que Madrid, pese a tratar un volumen significativo de aguas residuales, presenta una concentración media relativamente baja ( $0,59 \text{ mg L}^{-1}$ ), lo que sugiere un rendimiento elevado en la eliminación de fósforo en sus instalaciones.

**Tabla 5. Estimación de la emisión total de P de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) a las aguas por comunidades autónomas en España.**  
Fuentes: INE y base de datos de la UWWTD.

CCAA	Volumen de aguas residuales tratadas ( $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ )	Concentración media de salida ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Emisiones totales de fósforo a las aguas ( $\text{ton año}^{-1}$ )
<b>Galicia</b>	1 498 152	1.52	829
<b>P. de Asturias</b>	246 006	1.14	103
<b>Cantabria</b>	874 605	1.45	464
<b>País Vasco</b>	1 619 783	2.11	1248
<b>Navarra</b>	429 506	*	322
<b>La Rioja</b>	135 311	2.14	106
<b>Aragón</b>	586 480	1.69	362
<b>Cataluña</b>	2 707 751	1.81	1786
<b>Baleares</b>	333 591	3.46	422
<b>Castilla y León</b>	1 400 261	2.00	1021
<b>Madrid</b>	1 634 765	0.59	355
<b>Castilla La Mancha</b>	604 317	2.04	450
<b>C. Valenciana</b>	745 523	1.96	533
<b>Murcia</b>	331 189	2.31	280
<b>Extremadura</b>	225 209	*	169
<b>Andalucía</b>	1 637 261	2.24	1341
<b>España</b>	15 009 710	2.05	9790

\*Sin datos, se utiliza la media nacional.

La estimación parte de la hipótesis de que las EDAR incluidas en la base de datos de la UWWTD son representativas del nivel medio de tratamiento y del rendimiento en eliminación de fósforo en cada comunidad autónoma. No obstante, pueden existir factores que introducen variabilidad, tales como: diferencias en el tamaño de las instalaciones (grandes áreas metropolitanas frente a pequeñas poblaciones); presencia o ausencia de tratamiento terciario con eliminación específica de nutrientes; y/o variabilidad temporal en el rendimiento operativo.

Un aspecto relevante del análisis comparativo es la diferencia entre las estimaciones actuales de emisiones urbanas de fósforo y las magnitudes reportadas en estudios anteriores. En el presente análisis, **las emisiones urbanas estimadas a partir de los datos más recientes disponibles se sitúan en torno a 9,8 kt P/año**, mientras que en el estudio de Álvarez et al. (2018) se estimaba una descarga de aproximadamente 31 kt P/año en efluentes para el año base 2012.

Esta diferencia no debe interpretarse automáticamente como una reducción directa y proporcional de las cargas urbanas, sino que puede explicarse por varios factores concurrentes. En primer lugar, desde 2012 se han producido mejoras en determinadas instalaciones, especialmente en lo relativo a tratamientos terciarios y eliminación de nutrientes, lo que podría haber reducido la carga vertida en algunos territorios. En segundo lugar, existen diferencias metodológicas entre ambos enfoques: mientras que el estudio de Álvarez et al. (2018) se basa en un análisis de flujos a escala nacional con modelización integrada del sistema, el presente cálculo se apoya en datos declarados o reportados por instalaciones específicas, con distinto alcance y nivel de agregación.

Asimismo, la cobertura de las instalaciones consideradas puede no ser completamente equivalente, especialmente en lo relativo a pequeñas aglomeraciones o sistemas descentralizados que no siempre quedan reflejados de la misma forma en las bases de datos. Finalmente, la diferencia de años base también influye en la comparación, dado que los volúmenes tratados, la población servida y la eficiencia de depuración pueden haber variado en la última década. En cualquier caso, ambas aproximaciones coinciden en señalar que el sistema urbano constituye una fracción significativa de las pérdidas puntuales de fósforo hacia el medio acuático y, por tanto, un nodo estratégico desde la perspectiva de prevención y recuperación.

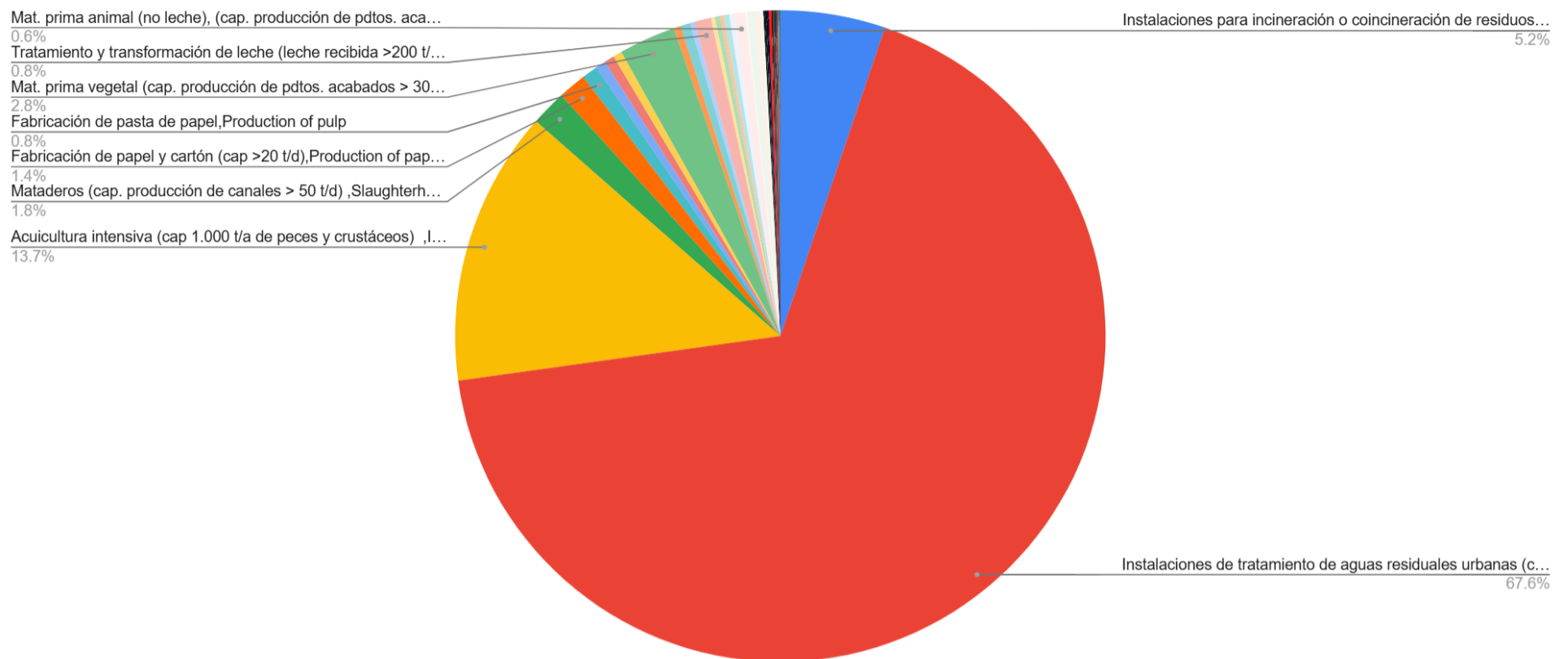
A pesar de estas limitaciones, el enfoque adoptado permite obtener una primera aproximación territorializada y comparable de las emisiones puntuales urbanas de fósforo en España, adecuada para la identificación de regiones con mayor presión potencial y para la evaluación preliminar del potencial de recuperación en el marco del proyecto ENDORSE.

#### 3.3.4.2 Emisiones industriales

La segunda gran tipología de emisiones puntuales corresponde a determinadas actividades industriales que descargan fósforo directamente a las masas de agua o lo transfieren al sistema de saneamiento para su tratamiento posterior en depuradoras urbanas. En España, la fuente oficial de referencia para la caracterización de estas emisiones es el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España) (MITECO, 2024b), que recopila la información reportada por instalaciones industriales sujetas a umbrales reglamentarios, incluyendo emisiones al agua, aire y suelo, así como transferencias de residuos. El PRTR-España permite identificar qué instalaciones reportan emisiones de fósforo al agua, la magnitud declarada y su distribución territorial, lo que resulta especialmente útil para localizar posibles *hotspots* industriales.

Desde el punto de vista metodológico, las emisiones industriales puntuales presentan una mayor heterogeneidad que las urbanas, tanto por sector de actividad como por características específicas de cada instalación. Su interpretación requiere considerar factores como la existencia de tratamientos previos en planta, la variabilidad operativa anual y las particularidades del régimen de reporte. Por ello, los datos del PRTR-España deben leerse como magnitudes declaradas dentro de un marco regulatorio específico, más que como estimaciones directas de carga neta al medio receptor.

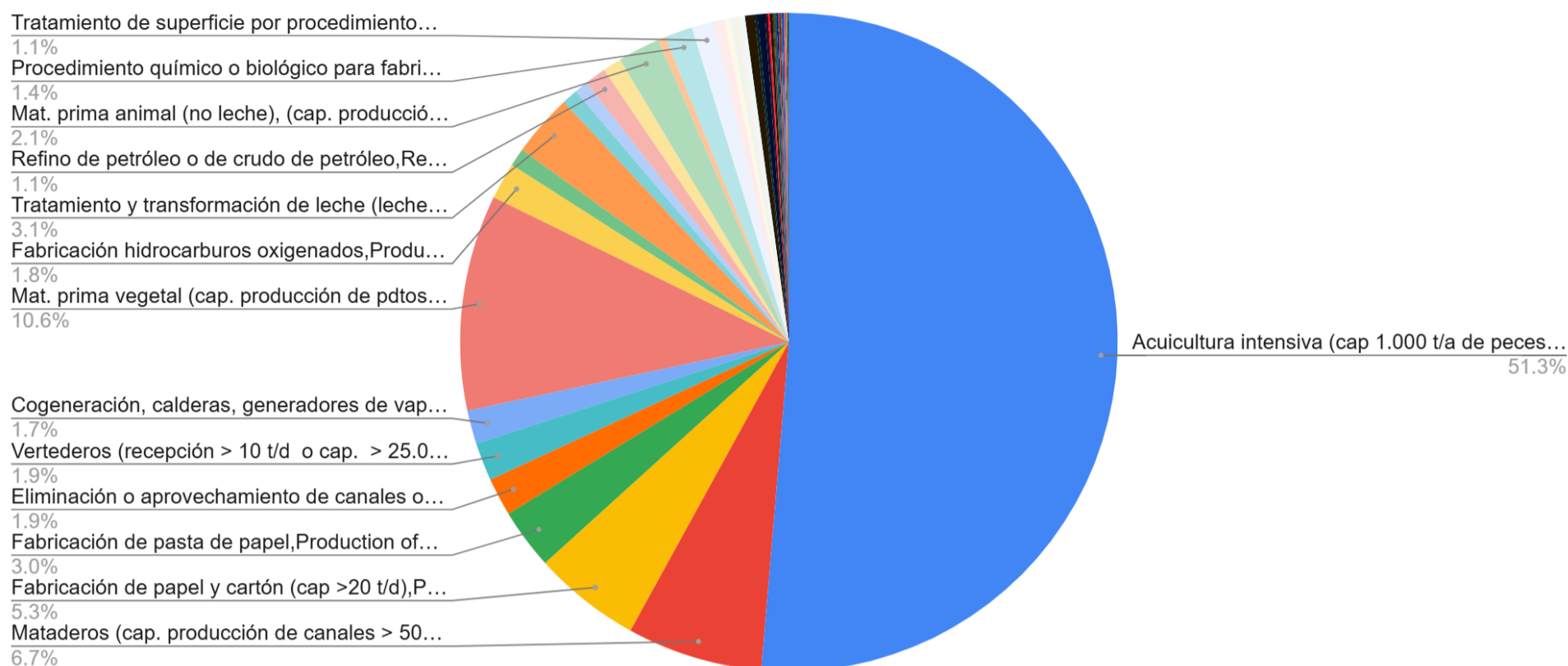
Para el presente análisis se utilizaron los datos correspondientes al año 2023, seleccionando exclusivamente aquellas instalaciones que declaran emisiones de fósforo al agua y excluyendo transferencias a suelo o residuos. El total de emisiones de fósforo al agua declaradas en el PRTR-España asciende a 4.888 toneladas de P/año. No obstante, este valor incluye las emisiones procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, ya analizadas en el apartado anterior, por lo que resulta necesario depurar el dato para aislar específicamente la contribución industrial (Ilustración 8).



**Ilustración 8. Contribución porcentual de los distintos sectores incluidos en el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España) sobre el total de emisiones de fósforo (P) a las aguas registradas en el inventario.**

Una vez excluidas las instalaciones de depuración urbana (EDAR), las emisiones industriales estrictas ascienden a 1.555 toneladas de P/año, lo que representa aproximadamente el 32 % del total reportado en el PRTR-España. Además, el análisis desagregado por actividad revela una fuerte concentración sectorial (Ilustración 9). La **acuicultura intensiva** constituye, con diferencia, el principal foco industrial de emisión de fósforo al agua. Las instalaciones de acuicultura con capacidad superior a 1.000 t/año de peces y crustáceos ocupan las primeras posiciones en términos de carga individual, con valores superiores a 100 t/año en algunos casos. La reiterada presencia de esta actividad entre los mayores emisores pone de manifiesto su papel predominante dentro del bloque industrial. Tras la acuicultura, destacan fundamentalmente actividades vinculadas al sector agroalimentario, entre ellas: mataderos y procesamiento de materias primas animales, tratamiento y transformación de leche e instalaciones de procesamiento de materias primas vegetales. Este patrón sugiere que una parte significativa de **las emisiones industriales de fósforo está asociada a corrientes orgánicas derivadas de la transformación de productos agroalimentarios, lo que conecta directamente el bloque industrial con la estructura productiva del sector primario.**

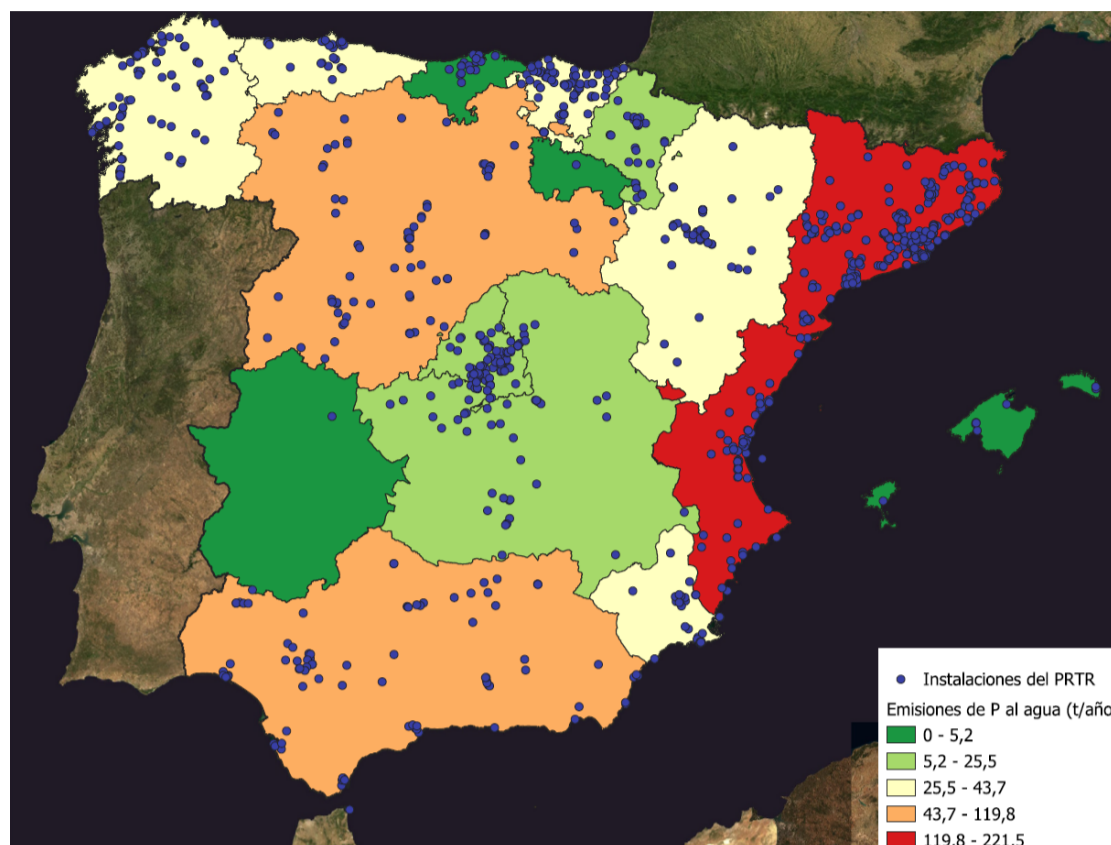
En un segundo nivel aparecen actividades de carácter más industrial o químico, como: fabricación de pasta de papel y papel/cartón, industria química (hidrocarburos oxigenados, productos farmacéuticos, tensioactivos, fertilizantes), refino de petróleo e instalaciones de combustión de gran potencia. Sin embargo, en términos cuantitativos, la mayoría de estas instalaciones presentan cargas individuales sensiblemente inferiores a las observadas en acuicultura y en determinados subsectores agroalimentarios.



**Ilustración 9. Contribución porcentual de los distintos sectores incluidos en el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España) al total de emisiones de fósforo (P) a las aguas registradas en el inventario, excluyendo las emisiones procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas (EDAR) y de instalaciones de incineración o co-incineración de residuos asociadas a dichas plantas.**

Un rasgo característico del bloque industrial es su elevada concentración en un número reducido de instalaciones. Las primeras decenas de registros concentran una proporción significativa de las 1.555 t/año totales, mientras que una larga cola de instalaciones presenta emisiones inferiores a 0,1 t/año, e incluso del orden de kilogramos. Esta distribución asimétrica tiene implicaciones relevantes desde el punto de vista de la gestión: a diferencia de las fuentes difusas agrícolas, donde la presión se distribuye territorialmente, **el sector industrial permite identificar claramente focos concretos susceptibles de actuación prioritaria.**

La Ilustración 10 refuerza esta lectura al representar la localización geográfica de los complejos industriales recogidos en el PRTR-España. En ella se observa una clara concentración espacial de instalaciones en determinadas regiones, especialmente en la Comunidad de Madrid, Cataluña y el País Vasco, donde se agrupan un número significativo de registros. La figura incorpora además la agregación de las emisiones de fósforo por comunidad autónoma, evidenciando diferencias muy marcadas entre territorios tanto en número de instalaciones como en magnitud total de emisiones declaradas. Esta doble dimensión —concentración por instalación y concentración territorial— subraya que la presión industrial no solo está focalizada en pocas plantas, sino también en regiones específicas, lo que permite orientar con mayor precisión posibles actuaciones de control o mejora en el marco del proyecto ENDORSE.



**Ilustración 10. Distribución geográfica de los complejos industriales registrados en el PRTR-España 2023, excluidas las EDAR y las instalaciones de incineración o co-incineración vinculadas a estas, y agregación territorial de las emisiones de fósforo a las aguas (t año<sup>-1</sup>) por comunidad autónoma.**

Debe señalarse que las emisiones industriales de fósforo estimadas a partir de los datos del PRTR-España no representan la totalidad de los vertidos industriales existentes en España. El PRTR-España incluye únicamente aquellas instalaciones que superan determinados umbrales de actividad o emisión y que están sujetas a obligaciones específicas de reporte. En consecuencia, instalaciones de menor tamaño o aquellas cuyas emisiones no alcanzan los umbrales establecidos pueden quedar fuera del inventario.

Esta limitación es especialmente relevante en sectores como la acuicultura, donde el número total de instalaciones es muy superior al de aquellas incluidas en el PRTR-España. De hecho, según el Censo Nacional de Vertidos Industriales, el volumen total anual de vertidos industriales asciende a 14.830.337.407 m<sup>3</sup>/año, de los cuales 4.032.837.151 m<sup>3</sup>/año corresponden a piscifactorías.

Estas cifras evidencian que el volumen total de agua vertida por actividades industriales es considerablemente mayor que el asociado exclusivamente a las instalaciones declarantes en el PRTR-España. Dado que el PRTR-España solo recoge emisiones reportadas por un subconjunto de instalaciones, es razonable asumir que la carga total real de fósforo asociada al sector industrial es superior a las 1.555 toneladas anuales estimadas a partir de dicha base de datos.

No obstante, la ausencia de información sistemática sobre concentraciones de fósforo para el conjunto completo de vertidos industriales impide realizar una estimación directa y homogénea de la carga total. Por tanto, el análisis presentado debe interpretarse como una estimación conservadora basada en los datos oficialmente reportados, útil para identificar focos relevantes y patrones sectoriales, pero no necesariamente representativa del total absoluto de emisiones industriales de fósforo en España.

#### 4.2.5 Corrientes con alto potencial de recuperación

En conjunto, el análisis de las emisiones puntuales permite identificar con mayor claridad las corrientes con mayor potencial para la recuperación de fósforo en España. Entre ellas, destacan prioritariamente las asociadas al sistema urbano de saneamiento, especialmente las **corrientes internas de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR)** con elevadas concentraciones de ortofosfato, así como los **lodos de depuración y**, en su caso, las **cenizas** derivadas de su tratamiento térmico. Estas corrientes presentan ventajas significativas frente a otras fuentes, al estar concentradas, controladas operativamente y localizadas en puntos específicos, lo que facilita su captación tecnológica y su integración en esquemas de valorización.

En el ámbito industrial, determinadas instalaciones pueden ofrecer oportunidades adicionales de recuperación, especialmente en sectores como la **acuicultura y algunas industrias agroalimentarias** que generan efluentes con contenido en nutrientes. No obstante, la viabilidad real de estas opciones requiere un análisis más detallado de las concentraciones de fósforo en las corrientes específicas, su volumen, estabilidad y localización, así como estudios técnico-económicos que permitan evaluar la factibilidad de su captura y valorización. Aunque su contribución agregada es menor que la urbana a escala nacional, en determinados contextos territoriales podrían constituir focos relevantes de actuación.

En contraste, **las emisiones difusas de origen agrario, pese a su importancia en términos ambientales, no son técnicamente recuperables de forma directa**, por lo que su gestión debe orientarse principalmente hacia la prevención y mejora de la eficiencia en el uso del fósforo. Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, las corrientes urbanas concentradas emergen así como la opción más viable y estratégica para avanzar hacia un cierre efectivo del ciclo del fósforo en España, sin descartar el análisis complementario de oportunidades industriales específicas.

En cualquier caso, es fundamental subrayar que no todas las corrientes con contenido elevado de fósforo resultan igualmente aptas para su recuperación. La viabilidad técnica depende críticamente de la especiación química del fósforo presente: mientras que los ortofosfatos son directamente precipitables mediante la tecnología de cristalización en cascada propuesta en ENDORSE, otras formas como polifosfatos o fósforo orgánico requieren pretratamientos de hidrólisis o mineralización que pueden comprometer la viabilidad económica del proceso. Esta distinción refuerza la necesidad de realizar evaluaciones caso por caso que, más allá de cuantificar la carga total de fósforo, caractericen su especiación, las condiciones fisicoquímicas del medio (pH, alcalinidad, presencia de cationes...) y la variabilidad temporal de la corriente, aspectos todos ellos determinantes para el diseño y dimensionamiento óptimo de los sistemas de recuperación.

#### 4.4 Demanda de fósforo en España

La agricultura constituye, con diferencia, el principal demandante estructural de fósforo en España. La evolución histórica de la producción, importación y consumo de fertilizantes fosfatados permite contextualizar esta demanda y entender su comportamiento reciente (MAPA, 2024).

La serie histórica de producción e importaciones de fertilizantes (Tabla 6) muestra que, si bien la producción nacional alcanzó valores elevados en determinados años (por ejemplo, 300 kt de  $P_2O_5$  en 2010 o 310 kt en 2021), en términos generales España ha dependido de forma significativa de las importaciones para cubrir su demanda interna. A partir de 2013 se observa una tendencia creciente en las importaciones, que alcanzan un máximo de 497 kt de  $P_2O_5$  en 2020, mientras que la producción nacional presenta mayor volatilidad. En 2023, la producción desciende hasta 117 kt de  $P_2O_5$ , frente a 257 kt importadas, confirmando el papel estructural de los flujos exteriores en el abastecimiento del mercado español.

Conviene subrayar que, aunque parte del fertilizante se produzca en territorio nacional, las materias primas utilizadas (principalmente roca fosfórica y ácido fosfórico) son de origen mayoritariamente extranjero, por lo que la producción interna no elimina la dependencia estructural de recursos externos. Además, los procesos productivos en la Unión Europea están sujetos a exigencias regulatorias ambientales y energéticas más estrictas que en muchos países exportadores, lo que incrementa los costes de producción y limita la competitividad frente a mercados externos. En este contexto, la capacidad de competir no puede basarse exclusivamente en la producción convencional, sino que pasa, en buena medida, por la valorización y reutilización de residuos y materiales recuperados como fuentes secundarias de fósforo. Esta estrategia permitiría reducir la dependencia de materias primas importadas y generar ventajas competitivas dentro de un marco regulatorio más exigente.

En paralelo, la evolución del consumo agrícola (Tabla 7) evidencia que la demanda total de fertilizantes fosfatados se ha mantenido históricamente en valores elevados, con máximos en el periodo 2017–2020, cuando el consumo superó las 470 kt de  $P_2O_5$  anuales. Tras el pico de 2020 (486.618 t  $P_2O_5$ ), se observa una caída significativa en 2022 (242 115 t), coincidiendo con el contexto de crisis energética y encarecimiento de insumos, y una ligera recuperación en 2023 (243 778 t). La estructura del consumo confirma el predominio claro de los fertilizantes compuestos (NPK y similares), que representan sistemáticamente más del 85–90% del total, frente a los fosfatados simples como el superfosfato de cal o la escoria Thomas, cuyo peso es residual y decreciente. Esta configuración refuerza la idea, ya señalada por los actores del sector en las entrevistas realizadas en el marco del proyecto ENDORSE, de que el mercado demanda productos formulados y adaptados a necesidades específicas de cultivo, más que fuentes simples de fósforo.

La demanda no es homogénea territorialmente. La distribución de ventas agrícolas de  $P_2O_5$  en 2023 por comunidades autónomas (Tabla 3) muestra una fuerte concentración en regiones con amplia superficie agraria y elevada producción agrícola. Castilla y León (59 613 t), Andalucía (51 264 t) y Aragón (33 755 t) encabezan el consumo en términos absolutos, seguidas por Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana, Murcia y Extremadura. Estas cifras reflejan tanto la extensión de la superficie cultivada como la intensidad productiva regional. Sin embargo, cuando se cruzan estos datos con los balances autonómicos de fósforo, se observa que las regiones con mayor consumo absoluto no son necesariamente las que presentan mayores superávits relativos, lo que pone de manifiesto la importancia del modelo productivo y de la estructura de entradas orgánicas en la configuración de la demanda efectiva.

En conjunto, los datos históricos y territoriales confirman que España mantiene una demanda estructural elevada de fósforo agrícola, fuertemente apoyada en fertilizantes compuestos y dependiente de importaciones. Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, este

escenario implica que **existe un mercado potencial significativo para fósforo recuperado**, siempre que este cumpla los requisitos técnicos, de calidad y de estabilidad exigidos por el sector agrícola y la industria formuladora.

**Tabla 6. Serie histórica de producción e importaciones de fertilizantes en España (kt de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Fuente: Anuario de Estadística 2024 del MAPA.**

Año	Producción de fertilizantes PO <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kt)	Importación de fertilizantes PO <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (kt)
2009	104	181
2010	300	149
2011	263	200
2012	270	230
2013	257	294
2014	191	334
2015	214	358
2016	206	341
2017	211	371
2018	204	364
2019	222	435
2020	241	497
2021	310	336
2022	222	262
2023	117	257

**Tabla 7. Serie histórica del consumo agrícola en España (t de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>). Fuente: Anuario de Estadística 2024 del MAPA.**

Año	Superfosfato de cal	Escoria Thomas	Compuestos	Total
2009	10 771	2498	241 740	264 211
2010	38 922	13	298 877	337 812
2011	67 202	2663	292 807	362 672
2012	55 414	2	321 174	376 590
2013	61 935		370 969	432 904
2014	59 882		338 698	398 580
2015	86 270		325 493	411 763
2016	79 983	568	334 423	414 974
2017	72 196		363 914	436 110
2018	78 632	1072	346 256	425 960
2019	16 585	453	406 196	479 562
2020	14 694	207	411 676	486 618
2021	8577		348 657	392 033
2022	6108		215 226	242 115

### 3.5.1 Requisitos de calidad y condicionantes del mercado para el fósforo recuperado

Si bien los datos históricos confirman la existencia de una demanda estructural elevada de fósforo en la agricultura española, la viabilidad de incorporar fósforo recuperado al mercado no depende únicamente de su disponibilidad, sino de su adecuación a los requisitos técnicos, regulatorios y comerciales del sector.

En este sentido, los criterios recogidos en la Tabla 8 (derivados directamente del análisis cualitativo de las entrevistas realizadas a representantes de la industria de fertilizantes y del sector agrícola en el marco del proyecto ENDORSE) ponen de manifiesto que la aceptación del fósforo recuperado está condicionada por un conjunto exigente de factores que trascienden la mera presencia del nutriente. No basta con recuperar fósforo; es necesario que este presente una concentración suficientemente elevada, una fracción biodisponible adecuada, homogeneidad en su composición, estabilidad en el suministro y propiedades físico-químicas que faciliten su manipulación y formulación industrial. A ello se suman requisitos estrictos en materia de ausencia de contaminantes, encuadre normativo claro y viabilidad económica frente al fósforo mineral convencional. El incumplimiento de cualquiera de estos criterios, tal y como señalaron los propios agentes entrevistados, puede traducirse en mayores costes logísticos, dificultades de integración en procesos industriales estandarizados, pérdida de competitividad o incluso imposibilidad legal de comercialización. En conjunto, la tabla evidencia que la competitividad del fósforo recuperado se define tanto por su calidad agronómica como por su capacidad de ajustarse a las dinámicas operativas y regulatorias del mercado.

Las entrevistas realizadas con representantes de la industria de fertilizantes y del sector agrícola en el marco del proyecto ENDORSE ponen de manifiesto que el mercado español se orienta mayoritariamente hacia fertilizantes compuestos (NPK y formulaciones específicas), que requieren materias primas con características muy concretas. En este contexto, el fósforo recuperado no competiría directamente con el fertilizante final, sino con las materias primas intermedias utilizadas en su formulación.

Un elemento reiterado en las entrevistas realizadas es que la aplicación directa de lodos de depuración no se percibe, en muchos casos, como un sustituto equivalente del fertilizante mineral. Aunque constituye una vía de reciclaje ya implantada, varios agentes señalaron que su imagen se ha visto condicionada por experiencias pasadas de aplicación en campo en las que no siempre se cumplieron plenamente algunos de los criterios hoy considerados esenciales, especialmente en lo relativo a la presencia de contaminantes y a la homogeneidad del producto. Estas situaciones han generado desconfianza en parte del sector agrícola español y han reforzado la percepción de que los lodos no siempre responden a los estándares de concentración, manejabilidad y estabilidad exigidos por la industria formuladora. En cambio, productos minerales recuperados más depurados, como fosfatos precipitados o estruvita, presentan un mayor potencial de integración en cadenas industriales, al aproximarse más a las especificaciones técnicas de las materias primas convencionales, siempre que cumplan de forma estricta los requisitos de calidad, trazabilidad y estabilidad mencionados.

Desde la perspectiva territorial, estas exigencias implican que la demanda potencial de fósforo recuperado no es uniforme. Las regiones con agricultura intensiva y sistemas de fertirrigación pueden requerir productos altamente solubles y técnicamente estandarizados, mientras que en otros contextos agrícolas podrían aceptarse formas menos procesadas.

En consecuencia, la existencia de una demanda estructural elevada de fósforo en España no garantiza automáticamente la absorción de corrientes recuperadas. La clave para el proyecto ENDORSE no reside únicamente en identificar fuentes con potencial de recuperación, sino en asegurar la adecuación entre la calidad del fósforo recuperado y las especificaciones del mercado agrícola e industrial.

**Tabla 8. Principales requisitos de calidad y condicionantes de mercado para la integración del fósforo recuperado en formulaciones fertilizantes.**

Requisito	Descripción	Consecuencia de no cumplir el requisito
<b>Concentración y riqueza en P</b>	El contenido de fósforo debe ser suficientemente elevado para permitir su incorporación eficiente en formulaciones comerciales y minimizar el volumen necesario por unidad de nutriente.	Una baja concentración incrementa los costes de transporte y almacenamiento, reduce la eficiencia logística y compromete la competitividad del producto frente a fertilizantes convencionales.
<b>Disponibilidad del P</b>	Una fracción significativa del fósforo debe	Si el fósforo no es biodisponible, el

(biodisponibilidad)	estar disponible para las plantas, es decir, ser soluble en agua o en presencia de ácidos débiles, garantizando su asimilación efectiva.	rendimiento agronómico será bajo, limitando la aceptación por parte de los agricultores y reduciendo su valor comercial.
<b>Homogeneidad y estabilidad del suministro</b>	La industria requiere materias primas con composición constante y disponibilidad regular, o al menos con variaciones previsibles y controladas.	La variabilidad en calidad o volumen dificulta la planificación industrial, aumenta los costes de control y puede impedir su integración en procesos productivos estandarizados.
<b>Manipulabilidad</b>	Las características físicas (granulometría, humedad, estabilidad, fluidez) deben permitir un manejo, almacenamiento y transporte sencillos y seguros.	Dificultades en manipulación o transporte incrementan los costes logísticos y reducen el atractivo del producto para distribuidores y agricultores.
<b>Rendimiento agronómico</b>	El fertilizante recuperado debe ofrecer un rendimiento agronómico equivalente o superior al de los fertilizantes fosforados convencionales, con eficacia demostrada en campo.	Si el rendimiento es inferior, los agricultores no adoptarán el producto, independientemente de sus beneficios ambientales.
<b>Ausencia de contaminantes</b>	El contenido en metales pesados y otros contaminantes debe cumplir estrictamente la normativa vigente y situarse en niveles que generen confianza en los usuarios.	La superación de límites normativos impediría su comercialización. Incluso dentro de los límites legales, niveles elevados pueden generar desconfianza y frenar su adopción.
<b>Encuadre legal</b>	El producto debe estar plenamente alineado con la normativa nacional y europea aplicable a fertilizantes y subproductos.	La falta de encaje legal imposibilita su comercialización y uso agrícola.
<b>Viabilidad económica</b>	El coste total (producción, transformación, transporte y aplicación) debe ser competitivo frente al fósforo mineral convencional.	Si el producto no es económicamente competitivo, los agricultores no lo adoptarán salvo que aporte beneficios adicionales claramente cuantificables (ambientales, regulatorios o económicos).

## 4.5 Percepción social del ciclo del fósforo en España

El diagnóstico técnico del ciclo del fósforo en España se complementó con un proceso estructurado de cocreación con stakeholders del proyecto, desarrollado en dos rondas e inspirado en una metodología tipo Delphi. En cada ronda se abordó, por un lado, el mapeo de los agentes relevantes dentro del sistema y, por otro, el análisis de la percepción social sobre el ciclo del fósforo. Para ello se aplicaron dos enfoques complementarios. En primer lugar, un enfoque de doble materialidad (Adams et al., 2021), adaptado al análisis del ciclo del fósforo —considerando el fósforo como elemento central del sistema—, que permitió evaluar tanto el impacto del ciclo del fósforo sobre los distintos actores como la influencia de estos sobre su funcionamiento. En segundo lugar, se incorporaron preguntas directas sobre distintos aspectos relacionados con los fertilizantes fosforados, recogiendo tanto la percepción propia de los participantes como la percepción que atribuyen a otros agentes con los que interactúan habitualmente.

El resultado del enfoque de doble materialidad fueron las matrices Impacto-influencia. En cuanto al objetivo de las preguntas, era tanto captar la percepción propia como captar una percepción de segundo orden, es decir, cómo los actores especializados —trabajadores o profesionales involucrados en el sistema— interpretan las opiniones, preocupaciones y actitudes de otros agentes de la cadena de valor con los que se relacionan. En este contexto, no resulta tan relevante el valor absoluto atribuido a esos otros agentes, sino la diferencia entre la percepción directa de los participantes y la percepción que creen que tienen los demás. Este contraste permite identificar posibles desajustes en términos de confianza, percepción de seguridad o aceptación entre actores, así como detectar factores subyacentes relacionados con el nivel de conocimiento o concienciación, que pueden ser abordados en el marco del proyecto.

Debido al carácter altamente especializado de la temática abordada y el enfoque del proyecto, que requiere la participación de actores con conocimiento técnico específico del ciclo del fósforo, el proceso se orientó a un público experto. Con el fin de mitigar las limitaciones derivadas de un tamaño muestral reducido, se adoptó una estrategia metodológica basada en la triangulación de fuentes y métodos, combinando análisis cuantitativo, información cualitativa procedente de entrevistas y sesiones de cocreación, e

información bibliográfica. Asimismo, el desarrollo del proceso en dos rondas iterativas inspiradas en la metodología Delphi permitió reforzar la robustez del análisis mediante la deliberación informada de expertos y la convergencia progresiva de criterios.

#### 4.2.1 Primera fase: panel experto

La primera sesión contó mayoritariamente con participantes del ámbito de la investigación y la academia, con representación adicional de la industria de fertilizantes, ingeniería, gestión de aguas residuales y ciudadanía. Predominó la participación de agentes de España (especialmente de la Región de Murcia) con presencia puntual de Galicia, Cataluña y Gante (Bélgica).

Los principales **agentes identificados dentro del ciclo del fósforo** fueron los gestores de aguas residuales, el sector agrícola, la industria de fertilizantes, las asociaciones ambientales y el sector turístico, con menciones adicionales a responsables políticos y legisladores, sector ganadero e industria de detergentes. En términos de **agentes con influencia sobre el ciclo del fósforo**, destacaron los gestores de aguas residuales y los responsables políticos y legisladores, seguidos de la industria de fertilizantes y los agricultores. Sin embargo, cuando se analizó el impacto percibido del ciclo del fósforo sobre los distintos sectores, emergieron diferencias relevantes: la industria de fertilizantes y el sector agrícola fueron considerados altamente afectados, lo que refleja una **posible asimetría entre capacidad de influencia y exposición a las consecuencias del sistema**.

En relación con los fertilizantes fosforados, los participantes los perciben mayoritariamente como seguros desde el punto de vista técnico, con un rendimiento agronómico aceptable o alto. No obstante, se reconoce un impacto ambiental negativo asociado a su uso y una preocupación creciente en términos de sostenibilidad. A pesar de ello, se detectó una alta predisposición hacia el uso de fertilizantes basados en fósforo recuperado, especialmente si estos contribuyen a reducir el impacto ambiental.

Desde el punto de vista económico, la mayoría de los participantes considera que el precio influye de forma significativa en las decisiones de uso y que el coste actual de los fertilizantes se percibe como elevado. Sin embargo, existe disposición a utilizar fertilizantes recuperados incluso a un precio ligeramente superior, siempre que aporten beneficios ambientales o reputacionales. Entre las principales barreras identificadas destacan el precio de mercado, la falta de confianza en el producto y las limitaciones logísticas y de disponibilidad.

Las aparentes incoherencias detectadas entre variables para las que cabría esperar una relación inversa (preocupación medioambiental y predisposición a uso entre otros) se explorarán en las próximas fases de la co-creación, entendiendo los motivos de estos resultados. Los resultados obtenidos se presentarán en el Entregable 1.3.1 del proyecto ENDORSE.

#### 4.2.2 Segunda fase: cuestionario ampliado

Tras la optimización del cuestionario a partir de la primera sesión Delphi, se lanzó una segunda ronda dirigida a socios del proyecto, entidades asociadas y *stakeholders* vinculados al ciclo del fósforo. En España se obtuvieron 28 respuestas, configurando la muestra más amplia de los tres países analizados.

La **participación** mostró un equilibrio de género (57% hombres y 43% mujeres) y una notable diversidad de perfiles profesionales: investigadores (15%), usuarios de fertilizantes (11%), productores de residuos ricos en fósforo (11%), comercializadores (7%), gestores de residuos (7%), asesores (11%) y personas afectadas indirectamente por el ciclo del fósforo (37%). Desde el punto de vista sectorial, la representación estuvo encabezada por investigación/academia (31%), seguida de ciudadanía/consumidores (23%), agricultura (11%), gestión de residuos y gestión de aguas residuales (8% cada una), industria de fertilizantes (8%), acuicultura (4%) y administración pública (4%). Territorialmente, destacó Castilla y León (42%), seguida de Galicia y Murcia (11% cada una), Andalucía (8%), Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana (4% cada una), además de un 19% que no especificó región.

El **mapeo de agentes** identificados por los participantes refleja un ecosistema amplio y multisectorial. Los actores más señalados fueron la industria de fertilizantes (26%), los legisladores y la administración pública (20%) y el sector agrícola (18%). En un segundo nivel aparecen la industria agroalimentaria (8%) y los gestores de aguas residuales (6%), mientras que con menor peso relativo se mencionan proveedores tecnológicos (4%), sector ganadero (4%), comerciales/logística de fertilizantes (4%) y, con porcentajes más reducidos (2%), investigación/academia, asociaciones ambientales, acuicultura, gestores de residuos y asesores tecnológicos.

Este reparto sugiere que el ciclo del fósforo en España se percibe como un sistema fuertemente condicionado por la interacción entre industria de insumos, regulación y producción agrícola, con una presencia relevante de eslabones intermedios de la cadena de valor (tecnología, distribución, asesoramiento). A diferencia de lo observado en otros países, la investigación aparece con menor centralidad en el mapeo, lo que puede indicar que el sistema se interpreta principalmente desde su dimensión productiva y regulatoria.

El **análisis cuantitativo de impacto** (grado en que el ciclo del fósforo afecta al sector) e **influencia** (grado en que el sector influye sobre el ciclo) confirma la centralidad del sector agrícola y de la industria de fertilizantes (Tabla 9). Ambos presentan valores elevados y muy similares: el sector agrícola obtiene 3,62 sobre 4 en impacto y 3,57 en influencia, mientras que la industria de fertilizantes alcanza 3,62 en impacto y 3,67 en influencia.

*Tabla 9. Matriz impacto-influencia de los principales sectores implicados en el ciclo del fósforo en España (valores medios en escala 1-4).*

Sector	Impacto	Influencia
Agrícola	3.62	3.57
Ganadero	2.86	3.10
Gestión de aguas residuales	3.24	3.24
Industria de fertilizantes	3.62	3.67
Industria agroalimentaria	2.90	2.81
Ciudadanía	2.33	2.62

La gestión de aguas residuales muestra valores equilibrados (3,24 en impacto e influencia), consolidándose como un nodo estratégico dentro del sistema. El sector ganadero presenta una influencia moderada (3,10) y un impacto ligeramente inferior (2,86), mientras que la industria agroalimentaria obtiene valores intermedios (2,90 en impacto y 2,81 en influencia). La ciudadanía, por su parte, registra los valores más bajos (2,33 en impacto y 2,62 en influencia), lo que sugiere un papel percibido como más indirecto dentro del ciclo. En conjunto, estos resultados evidencian que el núcleo estructural del sistema del fósforo en España se sitúa en la tríada agricultura-industria de fertilizantes-regulación, con el sistema urbano de aguas residuales como actor relevante pero secundario. Las similitudes entre valores de impacto e influencia, sin valores con diferencias muy significativas, muestran una amplia permeabilidad del ciclo del fósforo, impactando este en diferentes agentes pero siendo también influenciado por ellos. De existir diferencias mayores entre impacto e influencia se indicarían o agentes con poca capacidad de influencia pero muy impactados o poco impactados y con alta capacidad de influencia, ambos escenarios de elevado riesgo para el equilibrio de las relaciones entre el ciclo del fósforo y su entorno.

En relación con la **percepción social**, los resultados muestran una percepción compleja y en ciertos aspectos ambivalente. Más del 90% de los participantes consideran que los fertilizantes fosforados son productos seguros o muy seguros. Sin embargo, cuando se les pregunta por la percepción atribuida a otros agentes, solo el 57% cree que estos los consideran seguros, mientras que un 43% percibe que existe cierta desconfianza en el entorno social. Este hallazgo apunta a la conveniencia de profundizar en el análisis de estas percepciones, ya que podría reflejar diferencias en el nivel de conocimiento, información disponible o grado de concienciación sobre el uso y la seguridad de los fertilizantes fosforados.

En cuanto a los efectos ambientales, aproximadamente el 70% considera que los fertilizantes tienen un impacto negativo o muy negativo sobre el medio ambiente. Esta percepción crítica se mantiene, aunque ligeramente atenuada, cuando se evalúa la opinión atribuida a terceros, donde en torno al 60% cree que otros actores también los perciben como ambientalmente problemáticos.

Respecto al rendimiento agronómico, el consenso es claramente favorable: el 38% lo considera aceptable y el 48% alto o muy alto, mientras que solo un 14% lo percibe como bajo. Además, la valoración atribuida a otros actores es aún más positiva, con apenas un 5% que cree que otros consideran que el rendimiento es bajo. Esto indica que la eficacia productiva de los fertilizantes no se cuestiona de forma significativa.

Sin embargo, esta valoración positiva del rendimiento no se traduce en una percepción favorable de sostenibilidad. Aproximadamente el 75% de los participantes considera que el uso actual de fertilizantes fosforados es poco o nada sostenible a largo plazo, percepción que también atribuyen mayoritariamente a otros agentes. Esta divergencia entre eficacia agronómica y sostenibilidad percibida constituye uno de los hallazgos más relevantes del análisis.

En relación con la aceptación de alternativas circulares, más del 65% de los participantes manifestó estar dispuesto a utilizar fertilizantes recuperados a partir de residuos, mientras que un 14% indicó que necesitaría más información antes de adoptar esta opción, y cerca del 20% señaló que la cuestión no resultaba aplicable a su actividad. En cuanto a la percepción atribuida a otros agentes, el 85% de los participantes considera que estos estarían algo o muy dispuestos a utilizar fertilizantes recuperados, frente a un 15% que cree que mostrarían baja disposición.

---

En conjunto, los resultados para España reflejan un sistema percibido como productivamente sólido pero ambientalmente tensionado. Existe una elevada confianza en la seguridad y rendimiento de los fertilizantes convencionales, pero también una clara preocupación por su impacto ambiental y sostenibilidad a largo plazo. Al mismo tiempo, se observa una apertura significativa hacia soluciones basadas en la recuperación de fósforo, siempre que estas mantengan estándares de calidad agronómica y seguridad.

Este escenario sugiere que, en el contexto español, la transición hacia modelos más circulares no enfrentaría una resistencia estructural fuerte, pero requerirá garantías técnicas, evidencia de rendimiento y claridad regulatoria para consolidar la confianza de los distintos actores implicados.

## 4 El ciclo del fósforo en Portugal

### 4.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en Portugal

El análisis más completo del ciclo del fósforo en Portugal a escala nacional es el desarrollado por Lima et al. (2024), quienes realizaron un análisis de flujo de sustancias (*Substance Flow Analysis, SFA*) para el año de referencia 2013, considerando el conjunto del sistema socioeconómico portugués. Este estudio constituye el punto de partida para comprender la estructura del metabolismo del fósforo en el país, permitiendo identificar los principales sectores implicados, los flujos dominantes y los compartimentos de acumulación y pérdida.

A escala nacional, el sistema portugués presenta un patrón de fuerte dependencia exterior. Las importaciones totales ascienden aproximadamente a 90 kt P/año, frente a unas exportaciones de 57 kt P/año, lo que implica una acumulación bruta de 33 kt P/año, equivalente al 37% de las importaciones (Ilustración 11). Este balance neto positivo refleja un funcionamiento estructuralmente desequilibrado, caracterizado por la incorporación continua de fósforo al sistema económico y su retención en distintos compartimentos internos.

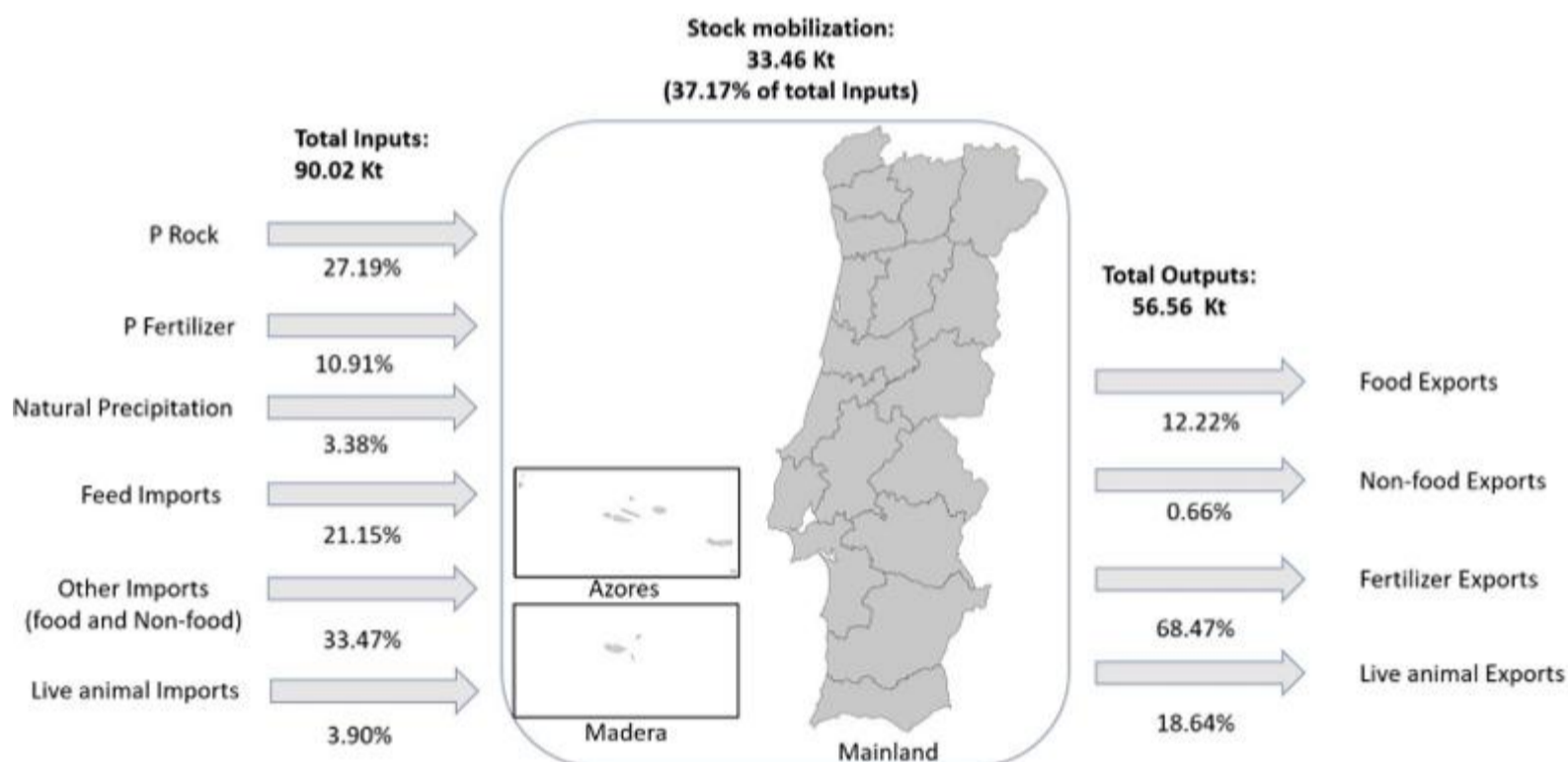


Ilustración 11. Entradas y salidas de P en Portugal para el año 2013 (kt de P). Figura extraída de Lima et al. (2024).

Desde el punto de vista sectorial, la industria de los fertilizantes representa la mayor proporción de las importaciones de fósforo (38%, considerando la roca fosfórica como materia prima), seguida de los productos alimentarios y no alimentarios y del sector de producción animal (25%, incluyendo animales vivos). La estructura de las exportaciones, sin embargo, es distinta: el 68% corresponde a fertilizantes, el 19% a animales vivos y el 13% a productos alimentarios y no alimentarios. Esta asimetría sectorial da lugar a patrones diferenciados de acumulación interna. El balance más positivo se observa en el grupo de productos alimentarios y no alimentarios (30,13 kt de entrada frente a 7,28 kt de salida), seguido del sector de producción animal (22,55 kt frente a 10,54 kt), mientras que el sector de fertilizantes presenta un balance ligeramente negativo, coherente con la orientación exportadora de la industria nacional.

En términos de magnitud de flujos internos (Ilustración 12), los mayores movimientos de fósforo se asocian al sistema de residuos. Los residuos humanos constituyen el flujo individual más relevante (64 kt/año), seguido por los depósitos en vertederos (35 kt/año). Otros flujos destacados incluyen el uso de roca fosfórica en la producción de fertilizantes (42 kt/año), la exportación de fertilizantes (39 kt/año) y la transferencia de productos ganaderos hacia la industria alimentaria (32 kt/año). Esta configuración pone de manifiesto el peso determinante del sistema urbano y de gestión de residuos en el ciclo nacional del fósforo.

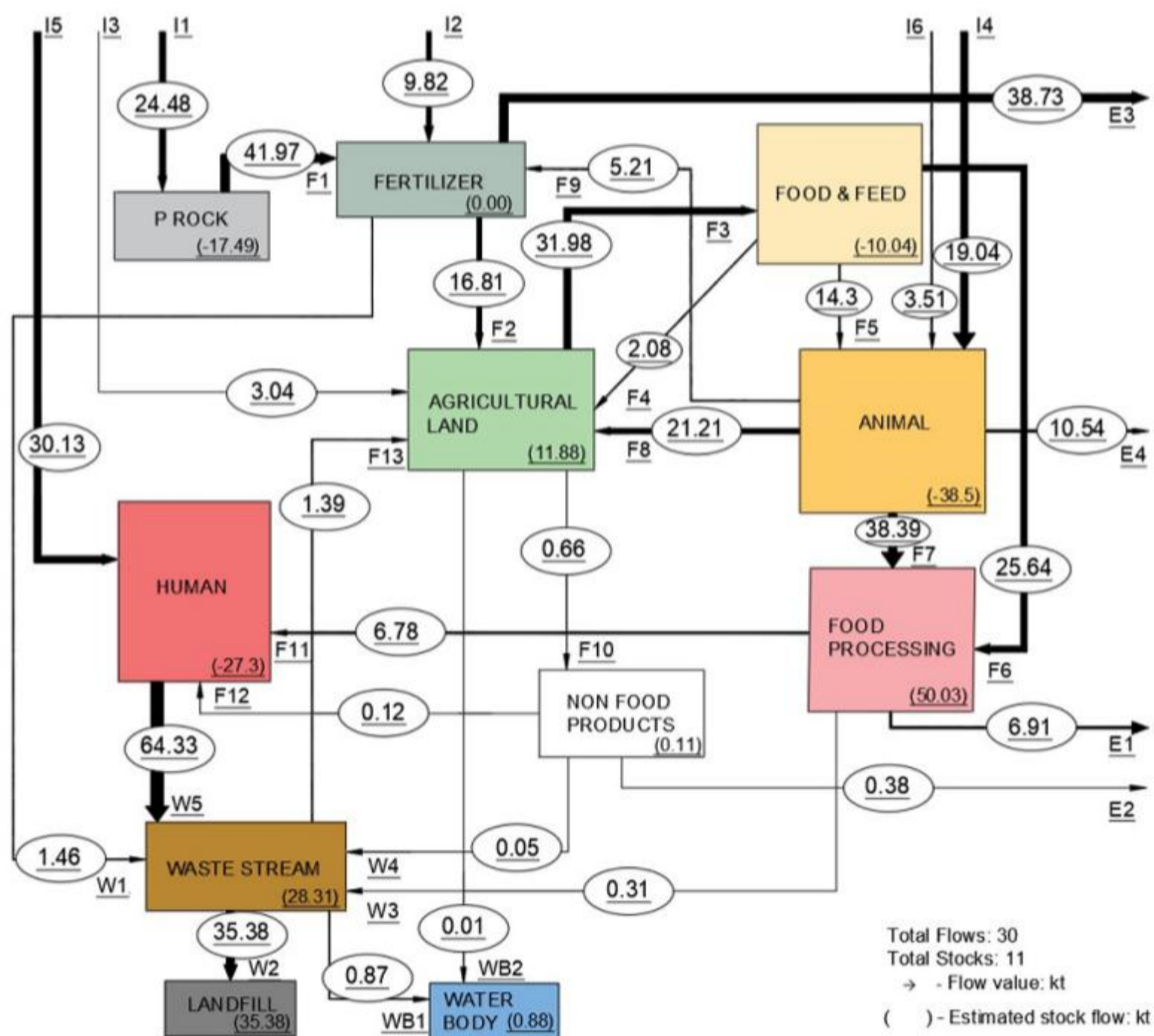


Ilustración 12. Resultado del análisis de flujo del P para el año 2013 en Portugal. Figura extraída de Lima et al. (2024).

Las pérdidas hacia masas de agua representan únicamente el 1% del total, con un stock estimado de 0,88 kt P en cuerpos de agua, mayoritariamente procedente del sistema de residuos. Este resultado sugiere que, **para el año de referencia, la principal ineficiencia estructural del sistema no radicaba tanto en la exportación directa al medio acuático como en la inmovilización del fósforo en vertederos y en la limitada capacidad de recuperación en el sistema urbano.** No obstante, esta estimación se basa en el balance entre flujos declarados de entrada y salida del compartimento acuático, por lo que requiere ser contrastada con análisis basados en datos de calidad y concentración en las masas de agua.

En comparación con otros países desarrollados, Portugal presenta una posición modesta en varios indicadores del ciclo del fósforo. Destaca la recuperación prácticamente inexistente en estaciones depuradoras (EDAR) en el año de referencia, así como el elevado peso relativo del depósito en vertederos. Por el contrario, las tasas de aplicación de estiércol y la eficiencia agraria en el uso del fósforo se sitúan en niveles relativamente elevados.

En conjunto, el estudio de Lima et al. (2024) describe un sistema caracterizado por: **(i) alta dependencia de importaciones, (ii) balances agrarios positivos moderados y (iii) recuperación prácticamente inexistente en el sistema urbano.** Este diagnóstico nacional constituye el marco estructural de referencia para el ejercicio desarrollado en el proyecto ENDORSE. A partir de esta base, el presente trabajo actualiza la información disponible, simplifica el esquema metodológico y regionaliza el análisis a escalas territoriales más desagregadas, con especial atención a la relación entre presiones sectoriales y cargas efectivas sobre los sistemas hídricos, así como a las oportunidades de recuperación y gestión circular del fósforo en el territorio portugués.

## 4.2 Actualización y regionalización de los principales flujos de fósforo en Portugal

El análisis nacional de referencia para 2013 (Lima et al., 2024) identificó una acumulación neta de 33 kt P/año y una pérdida muy reducida hacia masas de agua ( $\approx 1\%$ ). Sin embargo, la disponibilidad de información sectorial y ambiental más reciente permite actualizar parcialmente algunos de los principales compartimentos del sistema y, especialmente, regionalizar el análisis a escala de región hidrográfica.

### 4.2.1 Agricultura y balances agrarios

Los datos estadísticos más recientes publicados en *Estatísticas Agrícolas 2024* por el *Instituto Nacional de Estatística de Portugal* (INE Portugal, 2024) confirman que la incorporación de fósforo a los suelos agrícolas portugueses se mantiene estructuralmente positiva. En los últimos años, la incorporación media de fertilizantes fosfatados se sitúa en torno a 45–46 kt P/año (media quinquenal), valor muy próximo a las 44,5 kt de entradas estimadas por Lima et al. (2024) para el año de referencia 2013, lo que indica una notable estabilidad estructural del sistema agrario en términos de magnitud de flujos.

En 2024, el balance bruto de fósforo registró un excedente de 8,9 kt P (7,8 kt en 2023), equivalente a 2,2 kg P/ha de superficie agrícola utilizada (SAU), frente a 2,0 kg P/ha en el año anterior (Ilustración 13). Este resultado supone un incremento del 14,5% respecto a 2023, reflejando una intensificación reciente del desequilibrio positivo. El aumento del excedente en 2024 se explica principalmente por el crecimiento de las incorporaciones de fósforo, que aumentaron un 9,9% respecto a 2023 (más 4,2 kt P), debido fundamentalmente al incremento en la aplicación de fertilizantes inorgánicos (+28,1% interanual). Este repunte debe interpretarse en el contexto posterior a la crisis de precios de 2022-2023, cuando el fuerte encarecimiento de los fertilizantes, ligado a la guerra en Ucrania y a la volatilidad de los mercados energéticos, provocó una caída coyuntural del consumo. La estabilización y posterior descenso parcial de los precios a lo largo de 2023-2024 ha favorecido una recuperación de las compras, situando el consumo nuevamente en niveles más próximos a la normalidad estructural previa a la crisis, más que ante un cambio de tendencia hacia un modelo de mayor intensificación.

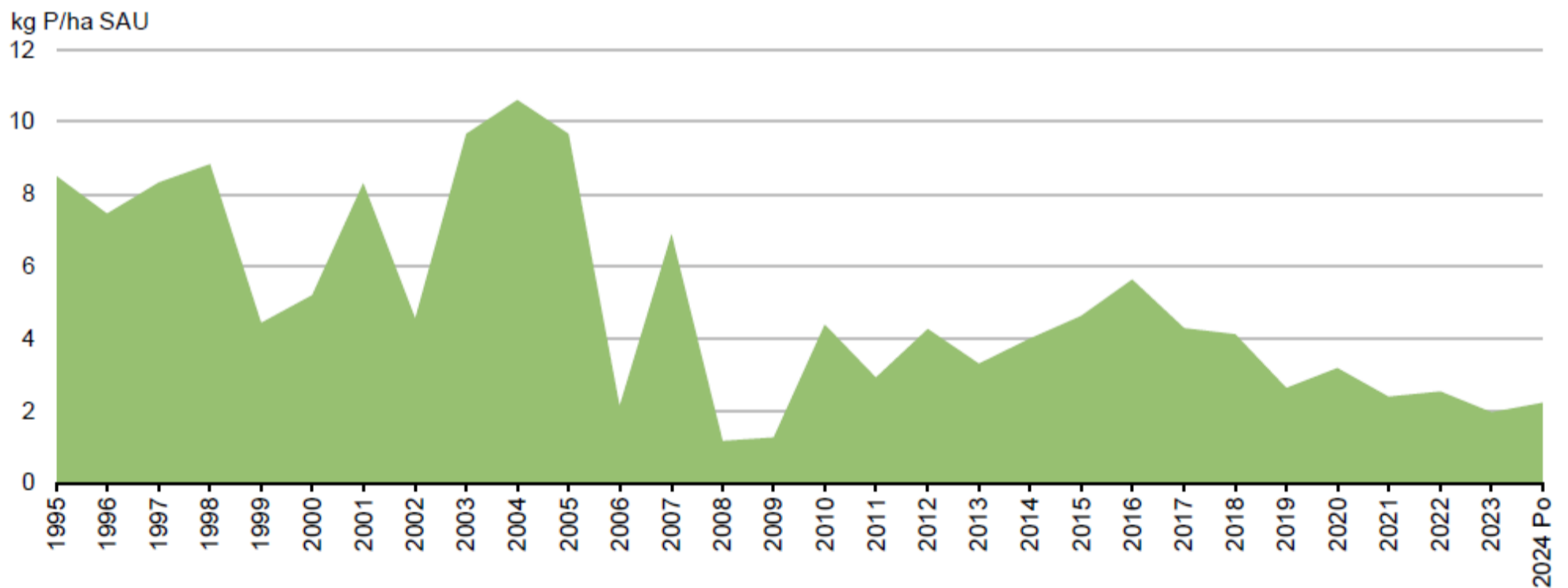


Ilustración 13. Balance de fósforo por superficie agrícola utilizada (SAU) para el periodo 1995 - 2024. Figura extraída del informe *Estatísticas Agrícolas 2024*.

Las salidas asociadas a la retirada de cosechas se mantienen por debajo de las 40 kt P/año (Ilustración 14), confirmando la persistencia de balances agrarios positivos a escala nacional a lo largo de la última década. En 2024, la remoción total de fósforo aumentó un 8,8% respecto a 2023, destacando especialmente el incremento en cultivos forrajeros (+24,4%, equivalente a 2,4 kt adicionales de P). No obstante, este aumento en las retiradas no fue suficiente para compensar el incremento de las incorporaciones.

La serie histórica 1995–2024 muestra que, aunque los excedentes anuales fluctúan en función de la coyuntura productiva y de los precios de insumos, el sistema agrícola portugués mantiene de forma sostenida un balance positivo de fósforo. Este excedente, aunque moderado en términos relativos (2–3 kg P/ha SAU), implica una acumulación progresiva en suelos agrícolas. Desde una perspectiva agronómica, esta acumulación puede contribuir a mejorar la disponibilidad de fósforo en suelos históricamente pobres; sin embargo, desde el punto de vista ambiental, incrementa el riesgo de pérdidas difusas por erosión y escorrentía, especialmente en regiones con elevada intensidad de uso o condiciones climáticas favorables al transporte superficial.

En conjunto, la actualización confirma la continuidad del patrón identificado en 2013: el sistema agrario portugués funciona con balances positivos moderados pero persistentes, cuya magnitud absoluta no ha variado sustancialmente en la última década.

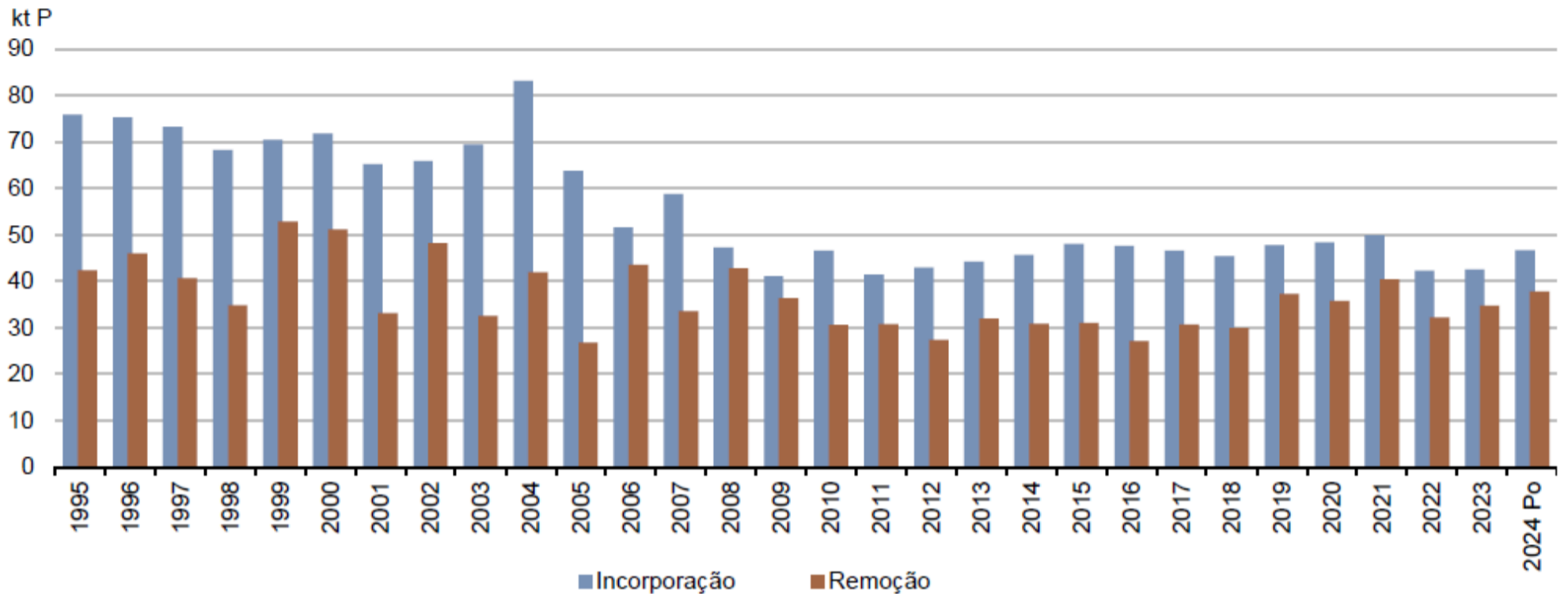


Ilustración 14. Incorporaciones y retiradas de P en suelos agrícolas para el periodo 1995 - 2024. Figura extraída del informe Estatísticas Agrícolas 2024.

#### 4.2.2 Carga de fósforo en masas de agua

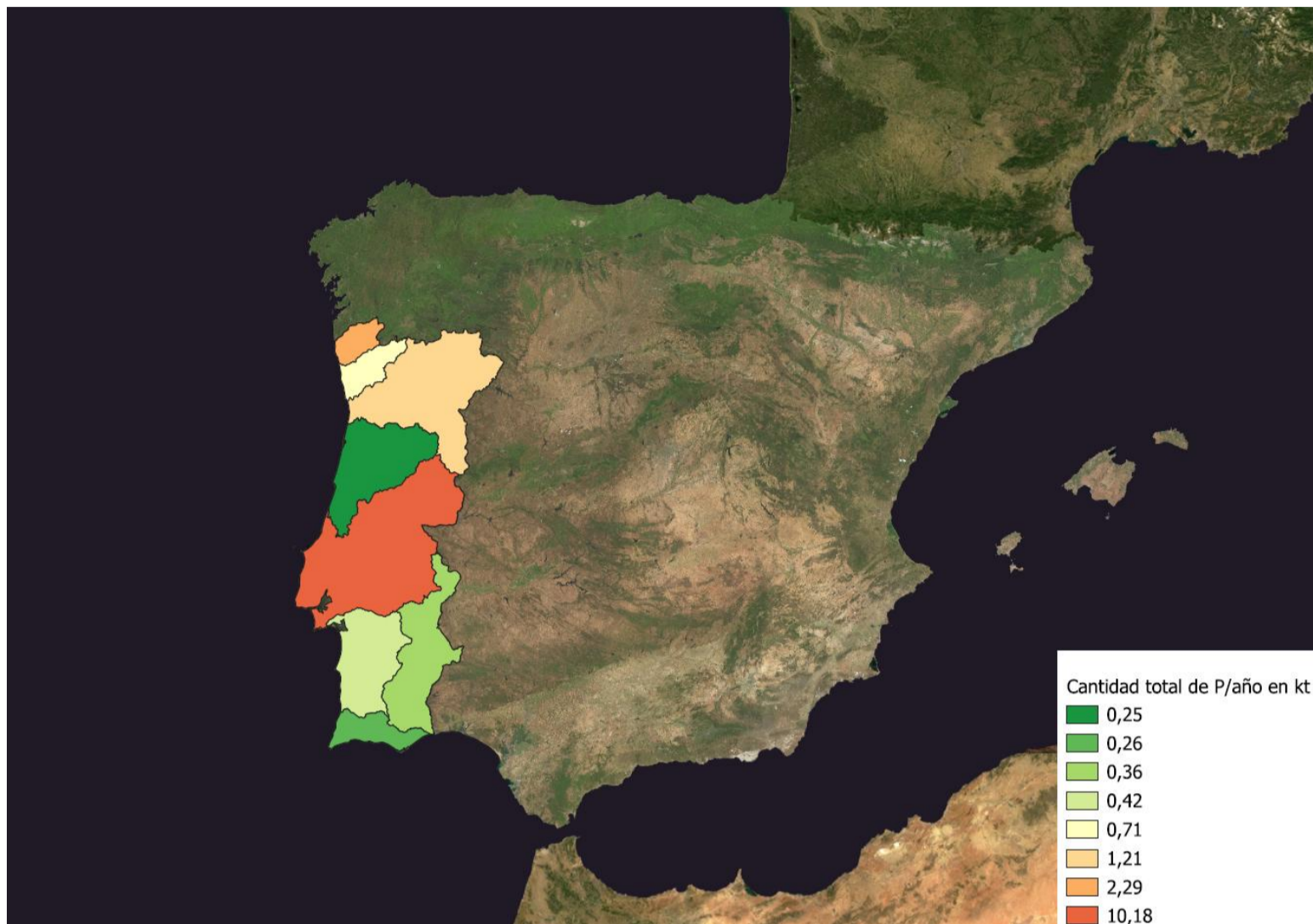
Más allá del análisis de balances sectoriales, resulta fundamental evaluar la magnitud efectiva del fósforo presente y transportado en los sistemas hídricos portugueses. A diferencia del enfoque basado en balances de stocks utilizado por Lima et al. (2024), el presente ejercicio incorpora un análisis directo de datos observados de concentración en masas de agua, permitiendo estimar la carga anual transportada por las principales regiones hidrográficas.

Para ello, se recopilaron y organizaron las series de concentración de fósforo total y fosfatos (mg/L) disponibles en el *Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos* (SNIRH), gestionado por la *Agência Portuguesa do Ambiente* (APA, 2025), que integra aproximadamente 3.000 estaciones de monitorización distribuidas por el territorio continental. Para cada estación se calcularon estadísticos representativos (media y mediana), optándose por la mediana como indicador robusto ante la naturaleza asimétrica y episódica de las series hidrológicas.

Las concentraciones medianas por cuenca y región hidrográfica fueron posteriormente combinadas con los caudales medios anuales reportados para cada región, obteniendo así una estimación del flujo anual de fósforo transportado por el sistema hidrológico. Los resultados indican que el conjunto de las regiones hidrográficas portuguesas transporta anualmente del orden de 15 kt P/año en forma de fósforo total (Ilustración 15) y 13 kt/año en forma de fosfatos.

Estos valores son sustancialmente superiores al stock estimado de 0,88 kt de P en cuerpos de agua reportado para 2013 por Lima et al. (2024). La diferencia responde principalmente a la distinta aproximación metodológica: mientras el estudio de referencia calcula el compartimento acuático como resultado residual de balances de entrada y salida, el presente análisis estima directamente la cantidad de fósforo efectivamente transportada por el sistema fluvial. En consecuencia, ambos enfoques no son estrictamente comparables, pero sí revelan que la magnitud dinámica del fósforo circulante en el medio acuático puede ser considerablemente mayor que la sugerida por el balance estático.

Desde el punto de vista territorial (Ilustración 15), a *Região Hidrográfica do Tejo* destaca como la más crítica tanto en términos de concentración como de carga anual transportada. En numerosos puntos de control se registran concentraciones medias superiores a los umbrales de referencia establecidos por la Directiva Marco del Agua (0,05–0,1 mg/L), lo que sugiere presiones significativas sobre el estado ecológico.



**Ilustración 15. Estimación de la cantidad total de P emitido (kt año<sup>-1</sup>) para cada una de las regiones hidrográficas de Portugal.**

Este diagnóstico pone de manifiesto que, aunque el sistema portugués no presentara en 2013 una proporción elevada de pérdidas netas hacia el compartimento acuático en términos de balance global, la carga efectivamente transportada por las masas de agua es relevante y territorialmente heterogénea. Además, considerando que parte de este fósforo es exportado hacia sistemas costeros y marinos, representa simultáneamente una presión ambiental y una pérdida de recurso.

**La magnitud estimada de 15 kt P/año sugiere que el compartimento hídrico constituye un punto crítico en el ciclo del fósforo en Portugal.** En este contexto, resulta necesario desagregar el origen de estas cargas, distinguiendo entre emisiones difusas asociadas a agricultura y ganadería y emisiones puntuales vinculadas a sistemas urbanos e industriales.

#### 4.2.3 Origen de las emisiones de fósforo por región hidrográfica

La estimación de las emisiones sectoriales de fósforo en Portugal se ha realizado a escala de Región Hidrográfica (RH) en lugar de utilizar la división administrativa NUTS II. Esta decisión metodológica responde a una razón fundamental: la mayor parte de la información disponible sobre presiones y cargas de fósforo en Portugal se encuentra estructurada en el marco de los *Planos de Gestão de Região Hidrográfica de Portugal Continental* (APA, 2024). Estos planes, elaborados en el contexto de la Directiva Marco del Agua, no solo delimitan las demarcaciones hidrográficas como unidades de gestión, sino que también proporcionan información detallada sobre las fuentes de emisión, tipología de presiones, cargas estimadas y medidas de mitigación. Por tanto, trabajar a escala de RH garantiza coherencia con el sistema oficial de planificación hídrica y permite vincular directamente las estimaciones realizadas con los diagnósticos y medidas ya definidos por la autoridad competente.

La estimación de las emisiones sectoriales de fósforo a escala de región hidrográfica permite, además, comprender de forma más precisa la estructura territorial de las presiones que explican la carga transportada en las masas de agua portuguesas. En coherencia con la clasificación adoptada en los PGRH, las fuentes de emisión pueden agruparse en dos grandes categorías: fuentes difusas (principalmente agricultura y ganadería) y fuentes puntuales, asociadas a sistemas urbanos e industriales.

Esta distinción no es meramente conceptual, sino que responde a diferencias sustanciales en los mecanismos de generación, transporte y control de las emisiones. Mientras que las fuentes puntuales están espacialmente concentradas, identificables y sujetas a sistemas de tratamiento y regulación específicos (como estaciones depuradoras o instalaciones industriales con licencia ambiental), las fuentes difusas presentan un carácter territorial amplio, dependen de variables biofísicas (tipo de suelo, pendiente, régimen de precipitaciones, prácticas agrarias) y están condicionadas por la configuración espacial de los sistemas productivos. En

consecuencia, su cuantificación y gestión requieren un enfoque territorial integrado, que es precisamente el que proporcionan los PGRH al vincular presiones, estado de las masas de agua y medidas de actuación dentro de cada cuenca.

#### 5.2.4.1 Emisiones difusas: agricultura y ganadería

Las fuentes difusas constituyen el componente dominante de las emisiones de fósforo en todas las regiones hidrográficas analizadas, lo que refleja el peso estructural del sector agrario en el metabolismo territorial del fósforo en Portugal. A diferencia de las fuentes puntuales, que pueden identificarse y medirse directamente en puntos de vertido concretos, las emisiones difusas se generan de manera distribuida en el territorio y están asociadas principalmente a la fertilización agrícola y a la aplicación de estiércoles.

En el marco metodológico de los *Planos de Gestão de Região Hidrográfica* (PGRH), la estimación de la carga difusa se realiza mediante la aplicación de coeficientes de emisión a escala de cuenca y subcuenca, cuyos resultados se agregan posteriormente al nivel de región hidrográfica. Este enfoque integra de forma sistemática distintas variables estructurales y biofísicas del territorio, combinando: i) la superficie agrícola desagregada por tipo de uso del suelo (cultivos temporales, cultivos permanentes, praderas y forrajes, entre otros); ii) los coeficientes de pérdida por escorrentía superficial y erosión asociados a cada categoría de uso del suelo; y, iii) los efectivos ganaderos y la producción estimada de estiércoles, que permiten aproximar las cargas orgánicas potenciales. La combinación de estos elementos permite estimar la fracción de fósforo potencialmente movilizable desde los suelos hacia el sistema hidrológico, es decir, la parte del fósforo aplicado o acumulado que puede ser transportada por procesos de escorrentía o erosión y, en última instancia, incorporarse a las masas de agua superficiales. De este modo, el modelo adoptado en los PGRH no solo cuantifica cargas, sino que también vincula las emisiones con la configuración territorial y productiva de cada cuenca, proporcionando una base sólida para el diseño de medidas de mitigación adaptadas a las condiciones locales.

**Tabla 10. Emisiones difusas de P al agua (kt año<sup>-1</sup>) estimadas para cada sector y región hidrográfica. Fuente: Planos de Gestão de Região Hidrográfica – 3.º ciclo (2022–2027).**

Región hidrográfica	Agricultura	Ganadería
RH1 Minho e Lima	0.06	0.20
RH2 Cávado, Ave e Leça	0.1	0.94
RH3 Douro	0.64	1.33
RH4 Vouga, Mondego e Lis	0.29	4.33
RH5 Tejo e Ribeiras do Oeste	1.11	8.13
RH6 Sado e Mira	0.53	2.18
RH7 Guadiana	0.67	1.83
RH8 Ribeiras Algarve	0.088	0.11

Los datos regionalizados (Tabla 10) muestran que la **ganadería representa, con diferencia, la principal fuente de emisión** en la mayor parte del territorio portugués según las estimaciones incluidas en los *Planos de Gestão de Região Hidrográfica*. Este patrón es especialmente evidente en la *Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste* (RH5), donde las emisiones atribuidas al sector pecuario superan ampliamente las del resto de sectores, configurando el principal núcleo de presión a escala nacional. De forma similar, en *Vouga, Mondego e Lis* (RH4) y en *Sado e Mira* (RH6), la contribución ganadera domina claramente el balance difuso estimado.

No obstante, es importante señalar que los factores de emisión utilizados en los PGRH para estimar las pérdidas de fósforo asociadas a la ganadería se basan en coeficientes teóricos aplicados a los efectivos ganaderos y a la producción potencial de estiércoles. Estos coeficientes, necesarios para homogeneizar el cálculo a escala de cuenca, pueden conducir a estimaciones conservadoras o

incluso elevadas, ya que no siempre incorporan de forma detallada las prácticas reales de gestión (almacenamiento, valorización agronómica ajustada, exportación de estiércoles fuera de la cuenca, tratamientos previos, etc.). En consecuencia, es posible que las cargas efectivamente transferidas al medio hídrico sean inferiores a las cifras agregadas derivadas del modelo, especialmente en territorios donde la gestión agronómica esté relativamente optimizada.

El predominio asignado a la ganadería refleja, en cualquier caso, no solo la magnitud de los efectivos pecuarios, sino también el papel estructural de la gestión de estiércoles como vector de redistribución territorial del fósforo. La aplicación agrícola de estos residuos orgánicos, cuando supera la capacidad de absorción del suelo o coincide con episodios de precipitación intensa, puede generar pérdidas por escorrentía superficial y transporte hacia las redes fluviales. A diferencia de la fertilización mineral, que responde a pautas relativamente homogéneas y cuantificables, la distribución territorial del estiércol puede ser espacialmente concentrada, generando excedentes locales y aumentando el riesgo de movilización. Sin embargo, la magnitud real de dichas pérdidas depende en gran medida de las prácticas de manejo, lo que introduce un margen de incertidumbre en las estimaciones basadas exclusivamente en coeficientes estándar.

La agricultura, por su parte, presenta un patrón territorial más vinculado a la superficie agrícola útil y a la intensidad de los sistemas de cultivo. Las mayores cargas agrícolas se concentran en las regiones del sur, especialmente RH5 y RH7. Sin embargo, en términos agregados, las emisiones agrícolas resultan sistemáticamente inferiores a las asociadas a la ganadería, lo que confirma que el principal motor de presión difusa en Portugal es de carácter pecuario. En las regiones del norte (RH1 y RH2), aunque las cargas absolutas son menores debido a la menor extensión territorial, la fragmentación del uso del suelo y la elevada densidad ganadera en determinadas subcuencas pueden generar presiones locales relevantes, especialmente en áreas con pendientes pronunciadas y elevada conectividad hidrológica.

En conjunto, el análisis difuso revela un sistema territorial donde la mayor parte de la presión estructural sobre las masas de agua no procede de emisiones concentradas, sino de procesos extendidos en el espacio rural, cuya magnitud está estrechamente ligada al ciclo agropecuario del fósforo.

#### 5.2.4.2 Emisiones puntuales: sistemas urbanos e industriales

Las fuentes puntuales comprenden las emisiones procedentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), industria transformadora, industria agroalimentaria y acuicultura. En los PGRH, la estimación de estas cargas se basa fundamentalmente en datos de vertido declarados, que combinan caudales y concentraciones medidas o estimadas, así como información procedente de sistemas de licenciamiento ambiental e inventarios sectoriales. En el caso de la industria, los registros PRTR complementan esta información cuando están disponibles.

A diferencia de las fuentes difusas, las emisiones puntuales presentan una localización específica y están sujetas a límites normativos de vertido. Ello implica que, en términos relativos, su contribución al balance global suele ser menor en regiones donde los sistemas de depuración y control industrial están consolidados.

**Tabla 11. Emisiones puntuales de P al agua (kt año<sup>-1</sup>) estimadas para cada sector y región hidrográfica. Fuente: Planos de Gestão de Região Hidrográfica - 3.º ciclo (2022-2027).**

Región hidrográfica	EDAR	Industria transformadora	Industria agroalimentaria	Acuicultura
RH1 Minho e Lima	0.033			0.003
RH2 Cávado, Ave e Leça	0.32	0.01	0.007	
RH3 Douro	0.24		0.001	
RH4 Vouga, Mondego e Lis	0.32	0.14	0.006	0.007
RH5 Tejo e Ribeiros do Oeste	0.95	0.02	0.12	

RH6 Sado e Mira	0.63	0.06	0.001	
<b>RH7 Guadiana</b>	0.30			
RH8 Ribeiras Algarve	0.18		0.001	

Los resultados regionales (Tabla 11) muestran que, aunque las EDAR constituyen el principal componente dentro de las fuentes puntuales, su peso agregado es claramente inferior al de las fuentes agropecuarias en todas las regiones hidrográficas. Incluso en RH5, donde se concentra una parte significativa de la población y de la actividad urbana, la carga procedente de EDAR representa solo una fracción del total regional estimado.

Las emisiones industriales presentan una distribución heterogénea. En RH4 y RH5 se observa mayor contribución relativa de la industria transformadora y agroalimentaria, coherente con la estructura productiva de estas regiones. No obstante, su magnitud sigue siendo secundaria frente a las emisiones difusas. La acuicultura, cuando está presente, aporta una contribución marginal al balance general.

### 4.3 Demanda de fósforo en Portugal

**El principal destino final del fósforo en Portugal es el suelo agrícola**, a través de la aplicación de fertilizantes minerales y orgánicos. Según los datos más recientes del INE (INE Portugal, 2024), la incorporación media anual de fertilizantes fosfatados se sitúa en torno a 45–46 kt P año<sup>-1</sup>. Esta magnitud confirma que el sistema agrario constituye el principal nodo de consumo estructural del fósforo en el país. A escala territorial, la demanda agrícola se concentra en las regiones hidrográficas del sur (RH5 y RH6), donde predominan sistemas intensivos y mayores superficies de regadío.

La demanda de fertilizantes fosfatados en Portugal presenta una **clara dimensión territorial** que puede analizarse a partir de dos variables estructurales: la superficie agrícola utilizada (SAU) y la densidad ganadera. La primera determina la demanda potencial de insumos fertilizantes minerales, mientras que la segunda condiciona la disponibilidad interna de fósforo orgánico en forma de estiércoles y purines.

Desde el punto de vista de la SAU (Tabla 12), las regiones hidrográficas con mayor superficie agrícola son: RH5 (Tejo e Ribeiras do Oeste), RH7 (Guadiana), RH6 (Sado e Mira) y RH3 (Douro). Estas regiones concentran la mayor parte del territorio agrícola nacional y, en términos absolutos, es probable que presenten la mayor demanda potencial de fertilizantes minerales. Sin embargo, cuando se introduce la variable ganadera, el patrón territorial se matiza significativamente. El análisis de efectivos ganaderos en relación con la SAU revela que determinadas regiones presentan una elevada densidad ganadera por hectárea, especialmente en el caso de porcino y avicultura. Destacan en este sentido: RH4 (Vouga, Mondego e Lis), RH2 (Cávado, Ave e Leça) y RH5 (Tejo e Ribeiras do Oeste). En estas regiones, la relación entre cabezas de ganado y superficie agrícola es considerablemente superior a la media nacional, lo que implica una mayor generación de estiércoles y purines por unidad de superficie.

Este hecho tiene implicaciones relevantes para la demanda efectiva de fertilizantes minerales. En regiones con alta densidad ganadera, una parte significativa del fósforo necesario para la fertilización puede cubrirse mediante la aplicación de estiércoles, reduciendo potencialmente la necesidad de fertilizantes inorgánicos. No obstante, esta sustitución no siempre es perfecta, ya que depende de: la logística de transporte y aplicación; la compatibilidad entre tipos de cultivo y fertilización orgánica; las restricciones normativas en zonas vulnerables a nitratos y la distribución espacial de la producción ganadera respecto a la superficie cultivada.

Las entrevistas realizadas con actores del sector agrario confirman además que el mercado de fertilizantes en Portugal presenta una **fuerte dependencia de productos importados**, lo que incrementa la exposición del sistema agrícola a la volatilidad de precios y a los costes logísticos asociados al transporte. En este sentido, el precio de los fertilizantes es percibido por los agricultores como uno de los factores más determinantes en la toma de decisiones sobre su utilización, habiendo experimentado aumentos significativos en los últimos años.

Al mismo tiempo, los testimonios recogidos apuntan a que el uso de fertilizantes en algunas explotaciones continúa estando influido por **prácticas agronómicas tradicionales o rutinas productivas**, en ocasiones no completamente ajustadas a las necesidades reales del suelo o de los cultivos. Algunos interlocutores señalan que el nivel de conocimiento técnico y la aplicación efectiva de las recomendaciones agronómicas puede ser desigual entre productores, lo que puede conducir tanto a situaciones de

sobrefertilización como a un uso poco eficiente de los nutrientes. No obstante, también se observa una mejora progresiva en la gestión de la fertilización, asociada a una mayor disponibilidad de información técnica, al asesoramiento de empresas del sector y al acceso creciente a herramientas de información agronómica.

Por el contrario, en regiones con amplia SAU pero menor densidad ganadera, como RH7 (Guadiana), la disponibilidad interna de fósforo orgánico es más limitada, lo que puede traducirse en una mayor dependencia estructural de fertilizantes minerales importados.

En conjunto, la demanda territorial de fósforo en Portugal no depende únicamente de la extensión agrícola, sino del equilibrio entre superficie cultivada y carga ganadera. Las regiones con elevada SAU y baja densidad ganadera tenderán a presentar una mayor demanda neta de fertilizantes minerales, mientras que aquellas con alta densidad pecuaria pueden generar excedentes orgánicos que, si no son adecuadamente redistribuidos, incrementan el riesgo de acumulación de fósforo en suelos y de pérdidas difusas hacia los sistemas acuáticos.

**Tabla 12. Superficie agrícola útil (SAU, km<sup>2</sup>) y censo ganadero (bovino, porcino, caprino, ovino y avícola) por región hidrográfica en Portugal. Fuente: Planos de Gestão de Região Hidrográfica – 3.º ciclo (2022-2027).**

Región hidrográfica	SAU	Bovinos	Porcinos	Caprinos	Ovinos	Avícolas
<b>RH1 Minho e Lima</b>	745	31 264	428	8123	22 812	441 151
<b>RH2 Cávado, Ave e Leça</b>	454	173 620	24 389	12 193	14 006	1 232 751
<b>RH3 Douro</b>	6347	114 240	31 433	63 068	305 679	4 404 886
<b>RH4 Vouga, Mondego e Lis</b>	1488	69 831	298 723	33 483	117 818	27 738 326
<b>RH5 Tejo e Ribeiras do Oeste</b>	12401	43 486	1 123 474	95 968	768 480	19 544 230
<b>RH6 Sado e Mira</b>	7078	262 305	146 259	17 591	330 788	2 730 258
<b>RH7 Guadiana</b>	8651	260 069	115 255	47 763	488 187	29 917
<b>RH8 Ribeiras Algarve</b>	788	8666	13 482	8087	31 133	55 547

#### 4.4 Percepción social del ciclo del fósforo en Portugal

En Portugal, el análisis de la percepción social se abordó mediante la segunda fase de la metodología Delphi, centrada en la expansión del cuestionario entre socios del proyecto, entidades asociadas y stakeholders vinculados al ciclo del fósforo. En total se obtuvieron nueve respuestas, lo que configura una muestra reducida pero cualitativamente relevante dentro del ecosistema profesional implicado en la temática. Como ya comentamos anteriormente, dado el carácter altamente técnico del tema y el enfoque del proyecto, el proceso se orientó deliberadamente a un público experto, lo que explica el número relativamente reducido de participantes. Este enfoque busca captar percepciones informadas por parte de profesionales con experiencia directa en la gestión, uso o regulación del fósforo.

Desde el punto de vista sociodemográfico, la muestra estuvo compuesta por un 44% de mujeres y un 56% de hombres. En cuanto al tipo de vinculación con el fósforo, el 56% declaró una relación indirecta, mientras que el 22% indicó que su relación principal es la investigación sobre el fósforo. Un 11% produce residuos ricos en fósforo y el 11% restante mantiene otro tipo de relación con el ciclo del P. Sectorialmente, la representación estuvo dominada por el ámbito de la investigación y la academia (56%), seguido de agricultura,

gestión de residuos, gestión de aguas residuales y ciudadanía/consumidor (11% cada uno). Territorialmente, el 78% de los participantes pertenecen a la Región Norte de Portugal, lo que introduce cierto sesgo geográfico en los resultados.

La **identificación de los principales agentes** del ciclo del fósforo refuerza esta orientación técnico-institucional. Los actores más señalados fueron el sector de investigación/academia (44%), seguido de la industria de fertilizantes (22%), gestores de aguas residuales (11%), políticos y legisladores (11%) y sector agrícola (11%). Esta distribución refleja una percepción del ciclo del fósforo fuertemente asociada al conocimiento técnico y a la industria de insumos, mientras que otros actores como la ciudadanía o el sector ganadero aparecen con menor centralidad relativa.

En cuanto a la valoración de **impacto e influencia** (Tabla 13), los sectores agrícola y de la industria de fertilizantes reciben las puntuaciones más altas en términos de impacto (3,75 sobre 4 en ambos casos), seguidos de la gestión de aguas residuales (3,38). En términos de influencia, la gestión de aguas residuales alcanza la puntuación más elevada (3,75), seguida del sector agrícola y la industria de fertilizantes (3,63). El sector ganadero y la ciudadanía obtienen valoraciones más moderadas, lo que sugiere que, en la percepción de los participantes, el núcleo del impacto y la influencia del ciclo del fósforo se concentra en la producción agraria, la industria de fertilizantes y el sistema urbano de saneamiento.

*Tabla 13. Matriz impacto-influencia de los principales sectores implicados en el ciclo del fósforo en Portugal (valores medios en escala 1-4).*

Sector	Impacto	Influencia
Agrícola	3.75	3.63
Ganadero	2.88	2.88
Gestión de aguas residuales	3.38	3.75
Industria de fertilizantes	3.75	3.63
Industria agroalimentaria	3.13	2.88
Ciudadanía	2.75	2.50

Respecto a la **percepción sobre los fertilizantes fosforados** convencionales, el 88% de los participantes los considera seguros, y el 75% cree que otros actores comparten esta valoración. No obstante, cuando se evalúan sus impactos ambientales, el 50% los considera negativos, el 37% neutros y el 13% positivos. Este resultado refleja una percepción matizada: existe confianza en la seguridad técnica y eficacia agronómica del producto, pero también reconocimiento de sus implicaciones ambientales. Curiosamente, el 88% de los encuestados considera que otros actores perciben los impactos ambientales como neutros, lo que sugiere una cierta normalización social del uso de fertilizantes pese a la conciencia técnica de sus efectos potenciales.

En relación con el rendimiento agronómico, el consenso es elevado: el 63% lo considera aceptable, el 25% alto y el 12% muy alto. Además, los participantes creen que otros actores valoran incluso más positivamente este rendimiento (50% alto y 12% muy alto). Esto confirma que la función productiva del fósforo sigue siendo percibida como sólida y difícilmente sustituible desde el punto de vista agronómico.

La sostenibilidad del modelo actual genera mayor división. El 50% lo considera poco sostenible y el 50% algo sostenible, mientras que al atribuir percepción a terceros, el 63% cree que otros agentes lo consideran algo sostenible y el 37% poco sostenible. Esta percepción intermedia sugiere que el sistema no se percibe como críticamente insostenible, pero sí como susceptible de mejora estructural. En este contexto, la disposición hacia fertilizantes recuperados es especialmente relevante. El 75% de los participantes afirma que estaría definitivamente dispuesto a utilizarlos y el 25% probablemente dispuesto. Aunque consideran que otros actores serían más cautelosos (63% algo dispuestos y 37% poco dispuestos), el grado de aceptación dentro del entorno profesional encuestado es elevado.

Las entrevistas realizadas con actores del sector agrario y gestores del ciclo urbano del agua permiten contextualizar estos resultados. En el ámbito agrícola, el fósforo continúa siendo percibido principalmente como un **insumo esencial para la producción**, y la aceptación de alternativas depende en gran medida de factores económicos. En particular, varios interlocutores señalan que el precio de los fertilizantes constituye actualmente uno de los principales condicionantes en la toma de decisiones agronómicas, en un contexto de fuerte dependencia de fertilizantes importados y elevada volatilidad de precios.

Desde la perspectiva de los gestores de aguas residuales, el fósforo se percibe cada vez más como **un recurso estratégico dentro de una lógica de economía circular**, aunque su recuperación efectiva enfrenta todavía diversas barreras técnicas y económicas. Entre los principales desafíos señalados se encuentran los costes asociados a la eliminación química, el incremento en la producción de lodos, la escala insuficiente de algunas instalaciones para justificar tecnologías de recuperación dedicadas y la incertidumbre regulatoria asociada a posibles contaminantes emergentes. En este contexto, la valorización agrícola de lodos de depuradora sigue siendo actualmente la vía predominante de reutilización del fósforo eliminado en las estaciones depuradoras.

En conjunto, los resultados indican que, en el ámbito técnico-profesional portugués vinculado al ciclo del fósforo, existe una base favorable para la transición hacia soluciones circulares. Se reconoce la eficacia productiva de los fertilizantes convencionales, pero también sus limitaciones ambientales y de sostenibilidad, lo que abre espacio a alternativas basadas en recuperación y reutilización. No obstante, la muestra reducida y su fuerte peso académico aconsejan interpretar los resultados como una aproximación cualitativa más que como una representación estadísticamente generalizable del conjunto de actores nacionales.

## 5 El ciclo del fósforo en Francia

### 5.1 Antecedentes: estudios previos sobre el flujo de fósforo en Francia

El análisis más completo del ciclo del fósforo (P) en Francia a escala nacional es el desarrollado por Senthilkumar et al. (2012), quienes aplicaron un enfoque de Substance Flow Analysis (SFA) para el periodo 1990–2006. El estudio (Ilustración 16) estructura el sistema francés en los sectores de agricultura, industria, doméstico, importaciones y exportaciones, identificando 25 flujos internos y 8 externos, lo que permite una visión integrada del metabolismo nacional del fósforo.

Los resultados muestran que el sector industrial es el principal nodo de circulación del P en Francia, seguido por la agricultura y el sector doméstico. En el periodo 2002–2006, las importaciones medias ascendieron a aproximadamente 464 kt P/año, frente a 165 kt P/año de exportaciones, configurando un balance nacional claramente positivo. La mayor parte del P importado correspondía a fertilizantes minerales ( $\approx 69\%$ ), lo que refleja una fuerte dependencia exterior en materia de roca fosfórica y productos intermedios.

En el ámbito agrario, los suelos agrícolas recibían del orden de  $\sim 778$  kt P/año, procedentes principalmente de estiércoles ( $\approx 40\%$ ) y fertilizantes minerales ( $\approx 35\%$ ), seguidos por residuos de cosecha y otros aportes. La extracción anual por cosechas se situaba en torno a 564 kt P/año, lo que mantenía un balance positivo en suelos agrícolas. Sin embargo, este excedente se redujo notablemente a lo largo del periodo analizado: el superávit pasó de 18 kg P/ha en 1990 a solo 4 kg P/ha en 2006, debido principalmente a la disminución en la aplicación de fertilizante mineral. Paralelamente, la eficiencia del uso del P en suelos aumentó de forma significativa.

En el sistema urbano, el flujo de fósforo asociado a aguas residuales alcanzó aproximadamente 85 kt P/año. Aunque alrededor del 40–50% del P era recuperado en forma de lodos, solo una fracción de este se reciclaba efectivamente en agricultura, mientras que el resto terminaba incinerado o en vertedero. Tras el tratamiento, todavía se descargaban en torno a 45 kt P/año en forma de efluente tratado hacia masas de agua.

En conjunto, el estudio estima que las pérdidas totales al medio ambiente ascendían a aproximadamente 138 kt P/año, de las cuales cerca de dos tercios se vertían a cuerpos de agua (principalmente desde aguas residuales y escorrentía agrícola) y el tercio restante se destinaba a vertedero. En términos agregados, aproximadamente la mitad del P netamente importado por Francia terminaba perdido hacia el medio, lo que pone de manifiesto importantes ineficiencias estructurales en el cierre del ciclo.

En definitiva, el trabajo de Senthilkumar et al. (2012) describe un sistema caracterizado por: (i) dependencia significativa de fertilizantes importados, (ii) balances agrarios positivos pero decrecientes, (iii) importantes pérdidas asociadas al sistema urbano y a la escorrentía agrícola, y (iv) un potencial considerable de mejora en la recuperación y reciclaje del fósforo. Este marco constituye la base de referencia para evaluar la evolución posterior del sistema francés y analizar oportunidades actuales de recuperación en el contexto del proyecto ENDORSE.

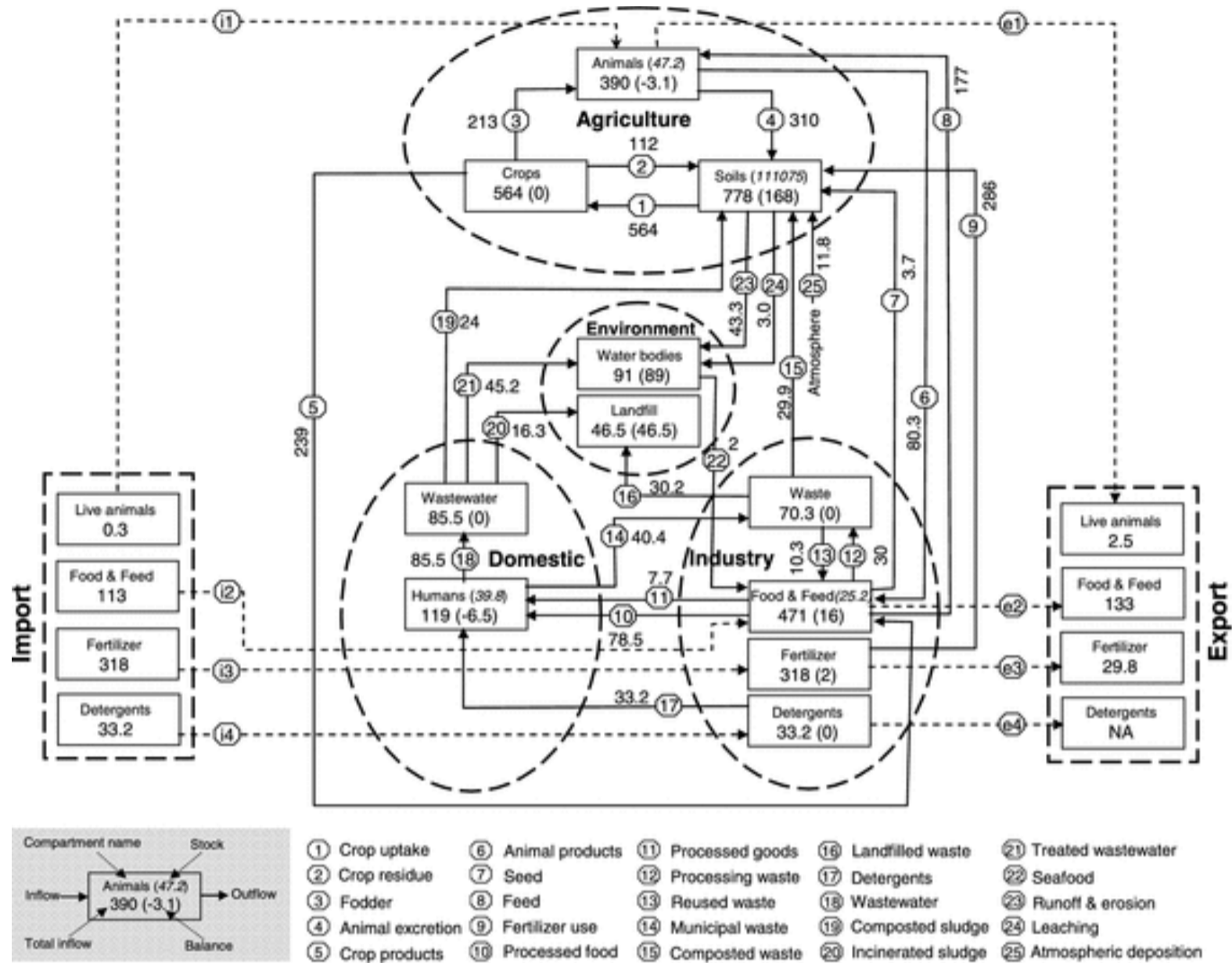


Ilustración 16. Resultado del análisis de flujo del P para el año 2006 en Francia. Figura extraída de Senthilkumar et al. (2012).

### 5.3 Actualización y regionalización de los principales flujos de fósforo en Francia

#### 5.2.1 Agricultura y balances agrarios

La evolución de los aportes de fósforo en forma de fertilizantes minerales en Francia muestra una transformación estructural profunda del sistema agrario en las últimas décadas. El análisis de las series de largo plazo publicadas en *Graph'Agri 2025* por el *Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire* (MAASA, 2025), muestra una tendencia claramente descendente desde comienzos de siglo (Tabla 14). Los aportes pasaron de 795,9 kt P en la campaña 2000/2001 a 494,4 kt en 2010/2011, lo que ya representaba una reducción cercana al 38% en apenas una década. La disminución continuó posteriormente hasta situarse en 230,0 kt en 2022/2023, lo que implica una caída acumulada superior al 70% respecto a comienzos de los años 2000.

Tabla 14. Aporte de P (kt) a los cultivos en forma de fertilizantes minerales. Fuente: MAASA (2025).

2000/2001	2010/2011	2022/2023 <sup>1</sup>	2023/2024 <sup>1</sup>
795.9	494.4	230.0	322.3

Nota: las campañas se extienden del 1 de mayo del año n al 30 de abril del año n + 1.

1. Los datos correspondientes a las campañas 2022-2023 y 2023-2024 son aún provisionales y contienen estimaciones por falta de respuesta; podrán ser revisados. Las demás campañas están completas.

Aunque en la campaña 2023/2024 se observa un repunte hasta 322,3 kt P, el nivel continúa siendo muy inferior al registrado a comienzos de siglo. En términos estructurales, el sistema agrícola francés utiliza hoy menos de la mitad del fósforo mineral que empleaba hace veinte años, lo que confirma el profundo ajuste del modelo de fertilización fosfatada y la transición hacia balances agrarios más contenidos y próximos al equilibrio. Además, este aumento reciente no compensa completamente las reducciones acumuladas en las campañas anteriores: las entregas totales siguen situándose aproximadamente un 8% por debajo de la media de las cinco últimas campañas. En consecuencia, más que un retorno a los niveles previos a 2021, el repunte parece responder a una fase

de normalización tras la crisis de precios de 2022-2023, dentro de una tendencia estructural de menor dependencia del fósforo mineral en la agricultura francesa.

Desde una perspectiva histórica más amplia (Ilustración 17), los aportes de fertilizantes fosfatados crecieron de manera intensa hasta los años setenta. A partir de entonces, y especialmente entre 1980 y 2010, se produjo una reducción progresiva de las entregas de fosfato y potasa, mientras que el nitrógeno mantuvo una trayectoria diferente: continuó aumentando hasta comienzos de los años noventa y posteriormente descendió de forma más moderada. Esta divergencia refleja cambios en las estrategias de fertilización y en la percepción agronómica del papel del fósforo, así como la acumulación histórica de este elemento en los suelos franceses.

En conjunto, la evolución observada sugiere que el sistema agrícola francés ha pasado de un modelo intensivo en aportes minerales, característico de finales del siglo XX, a un régimen de fertilización más ajustado, condicionado tanto por la acumulación histórica en suelos como por factores económicos y regulatorios. El repunte reciente debe entenderse como un fenómeno de normalización tras un shock de mercado, más que como un cambio estructural hacia una intensificación fosfatada.

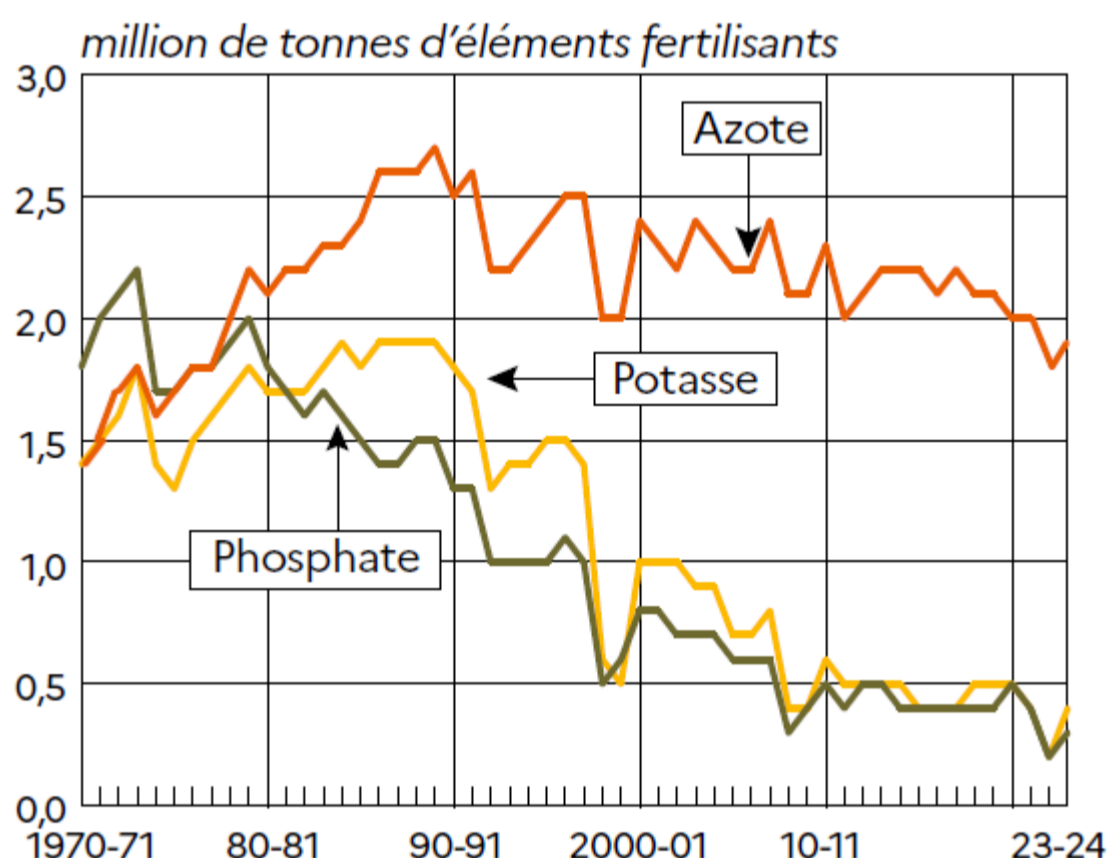


Ilustración 17. Aportes de fertilizantes minerales (Mt) a los cultivos en Francia para el periodo 1970-2024. Figura extraída de Graph'Agri 2025 (MAASA, 2025).

Tras el periodo analizado por Senthilkumar et al. (1990–2006), caracterizado por excedentes agrarios todavía relativamente elevados aunque en descenso, los datos estadísticos más recientes confirman que el balance agrario de fósforo en Francia se mantiene estructuralmente positivo, pero en niveles considerablemente más moderados que en las décadas anteriores. La evolución observada desde 2010 indica la consolidación de un régimen de superávits bajos y relativamente estables (Ilustración 18).

En 2022 (Tabla 15), el balance nacional alcanzó  $2,2 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$  de SAU, un valor prácticamente idéntico a las medias de los periodos 2010–2014 ( $2,3 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) y 2017–2021 ( $2,1 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Esta estabilidad confirma que el sistema agrario francés ha abandonado definitivamente el patrón de excedentes elevados característico de los años noventa, cuando los balances podían superar ampliamente los  $10 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , y opera actualmente con márgenes mucho más estrechos entre aportes y retiradas.

El análisis detallado de los flujos permite comprender mejor esta situación. En 2022, los aportes totales ascendieron a  $17,3 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , ligeramente por debajo de las medias de los periodos anteriores ( $18,5$  y  $18,0 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ , respectivamente). La estructura de estos aportes muestra un reparto relativamente equilibrado entre: fertilizantes minerales, lodos y compost ( $7,2 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ); deyecciones de herbívoros (bovinos, ovinos, caprinos) ( $7,0 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ); y deyecciones de porcinos, aves y otros animales ( $3,1 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ).

Se observa, por tanto, que aproximadamente el 60% de los aportes actuales procede de fuentes orgánicas, mientras que el componente mineral representa una fracción decreciente del P total. Esta configuración refleja el efecto acumulado de la **reducción histórica en el uso de fertilizantes fosfatados minerales y el mayor peso relativo del reciclaje interno de nutrientes**.

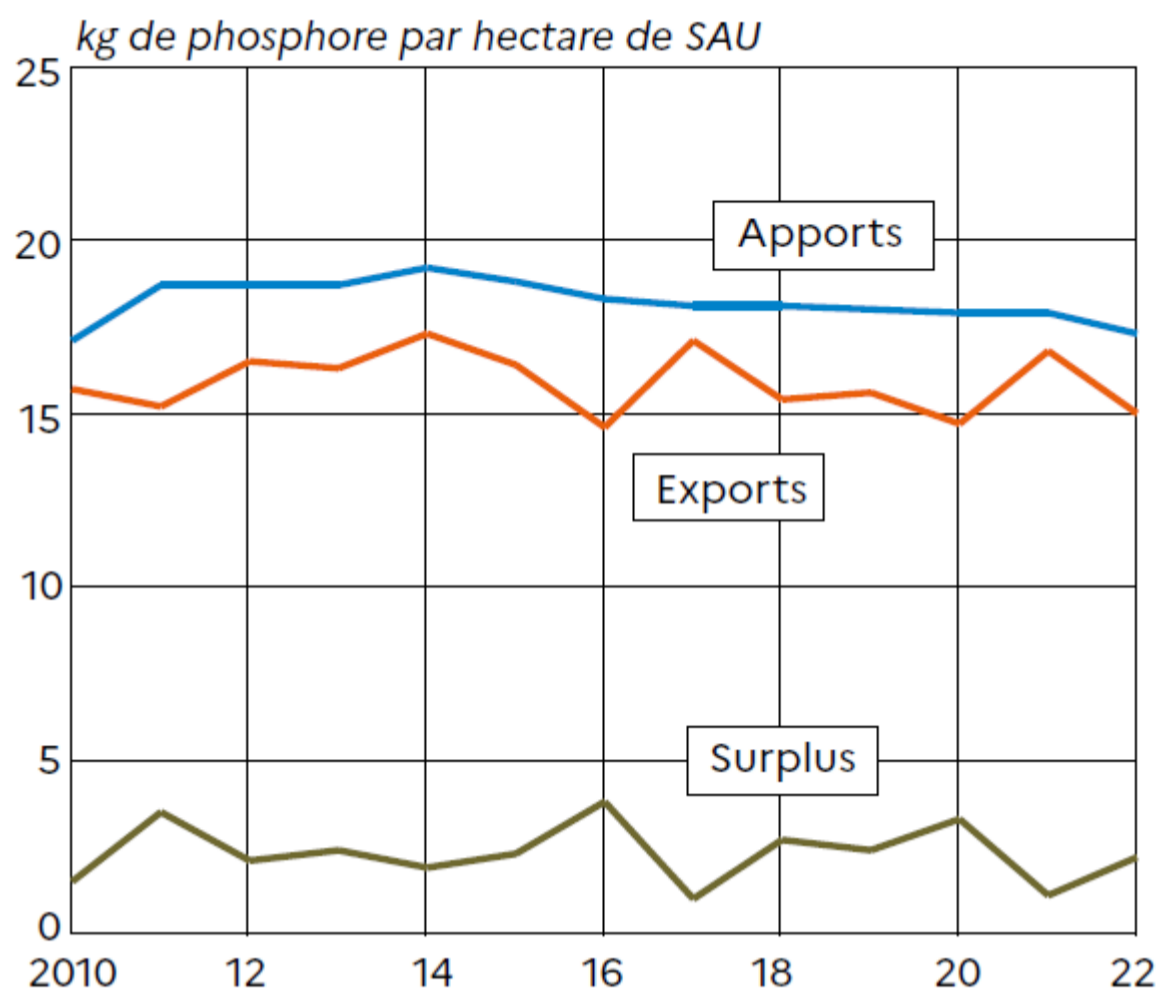


Ilustración 18. Balance de fósforo (kg ha<sup>-1</sup>) en la superficie agrícola utilizada (SAU) en Francia para el periodo 2010-2022. Figura extraída de Graph'Agri 2025 (MAASA, 2025).

Por el lado de las extracciones, en 2022 se situaron en 15,0 kg P·ha<sup>-1</sup>, ligeramente inferiores a las medias de los periodos 2010–2014 (16,2 kg P·ha<sup>-1</sup>) y 2017–2021 (15,9 kg P·ha<sup>-1</sup>). Estas retiradas se distribuyen entre: cultivos cosechados (8,2 kg P·ha<sup>-1</sup>) y producción forrajera (6,9 kg P·ha<sup>-1</sup>).

El resultado final es un superávit moderado de 2,2 kg P·ha<sup>-1</sup>, que implica acumulación neta en los suelos agrícolas, pero en niveles bajos comparados con décadas anteriores. Este excedente reducido que tiene varias implicaciones estructurales:

- Una menor presión acumulativa sobre los suelos en comparación con los años noventa, cuando los excedentes eran significativamente superiores.
- Una mayor sensibilidad a variaciones interanuales en precios, disponibilidad de fertilizantes o condiciones climáticas, dado el menor colchón entre entradas y salidas.
- Una dependencia creciente del reciclaje interno (estiércoles, lodos y compost) frente al aporte mineral externo, lo que refuerza el papel de la ganadería y de la gestión de residuos orgánicos en el equilibrio del sistema.

En conjunto, la actualización confirma que Francia ha transitado desde un modelo de excedentes agrarios elevados y fuerte dependencia del fertilizante mineral importado hacia un régimen de balances ajustados y estabilizados, aunque todavía positivos. Este contexto es especialmente relevante desde la perspectiva de la economía circular: un sistema con superávits moderados ofrece margen para mejorar la eficiencia en el uso del fósforo y optimizar su recuperación, sin comprometer de forma inmediata la fertilidad de los suelos, pero manteniendo la necesidad de controlar las pérdidas difusas hacia las masas de agua.

Tabla 15. Balance del P en Francia (kg P ha<sup>-1</sup> de SAU) con los aportes y extracciones medios para el periodo 2010-2014, 2017-2021 y el año 2022. Fuente: MAASA (2025).

Flujos de P	Media 2010/2014	Media 2017/2021	2022
Fertilizantes minerales, lodos y compost	7.5	7.5	7.2
Deyecciones de herbívoros (bovinos, ovinos, caprinos)	7.8	7.4	7.0

Deyecciones de porcinos, aves y otros animales de cría	3.2	3.1	3.1
<b>Aportes totales</b>	<b>18.5</b>	<b>18.0</b>	<b>17.3</b>
Cultivos cosechados	8.5	8.5	8.2
Producción forrajera	7.7	7.4	6.9
<b>Extracciones totales</b>	<b>16.2</b>	<b>15.9</b>	<b>15.0</b>
<b>Balance total</b>	<b>2.3</b>	<b>2.1</b>	<b>2.2</b>

### 5.2.2 Carga de fósforo en masas de agua

La evolución del fósforo en las masas de agua francesas durante las últimas décadas constituye un ejemplo claro de cómo las políticas sectoriales, agrarias y urbanas, pueden traducirse en mejoras medibles en la calidad ambiental. Según el *Bilan environnemental de la France – Édition 2022* del *Ministère de la Transition écologique* (MTE, 2023), la combinación de la reducción progresiva del uso de fertilizantes fosfatados y la modernización del sistema de saneamiento urbano ha tenido efectos directos y cuantificables tanto en las concentraciones como en los flujos de fósforo hacia el medio acuático.

En el ámbito agrícola, la tendencia de largo plazo es especialmente significativa. Entre las campañas 1972-1973 y 2020-2021, el uso de fertilizantes fosfatados se redujo en aproximadamente un 75%, hasta situarse en 7,2 kg P·ha<sup>-1</sup> en la campaña 2020/2021. Esta contracción estructural de los aportes minerales refleja cambios profundos en las estrategias de fertilización, asociados tanto a la acumulación histórica de fósforo en los suelos como a una mayor eficiencia en el uso de nutrientes. La reducción de las entradas minerales ha contribuido a disminuir los excedentes agrarios y, en consecuencia, a limitar la presión difusa sobre las aguas superficiales.

En paralelo, el sistema urbano experimentó una transformación sustancial desde finales de los años noventa. Se realizaron inversiones significativas en la modernización de las estaciones depuradoras urbanas (EDAR), incorporando tratamientos terciarios con eliminación específica de fósforo. Este esfuerzo tecnológico se vio reforzado por una medida regulatoria clave: la prohibición de fosfatos en detergentes domésticos, que redujo de forma drástica la carga de fósforo procedente de aguas residuales urbanas.

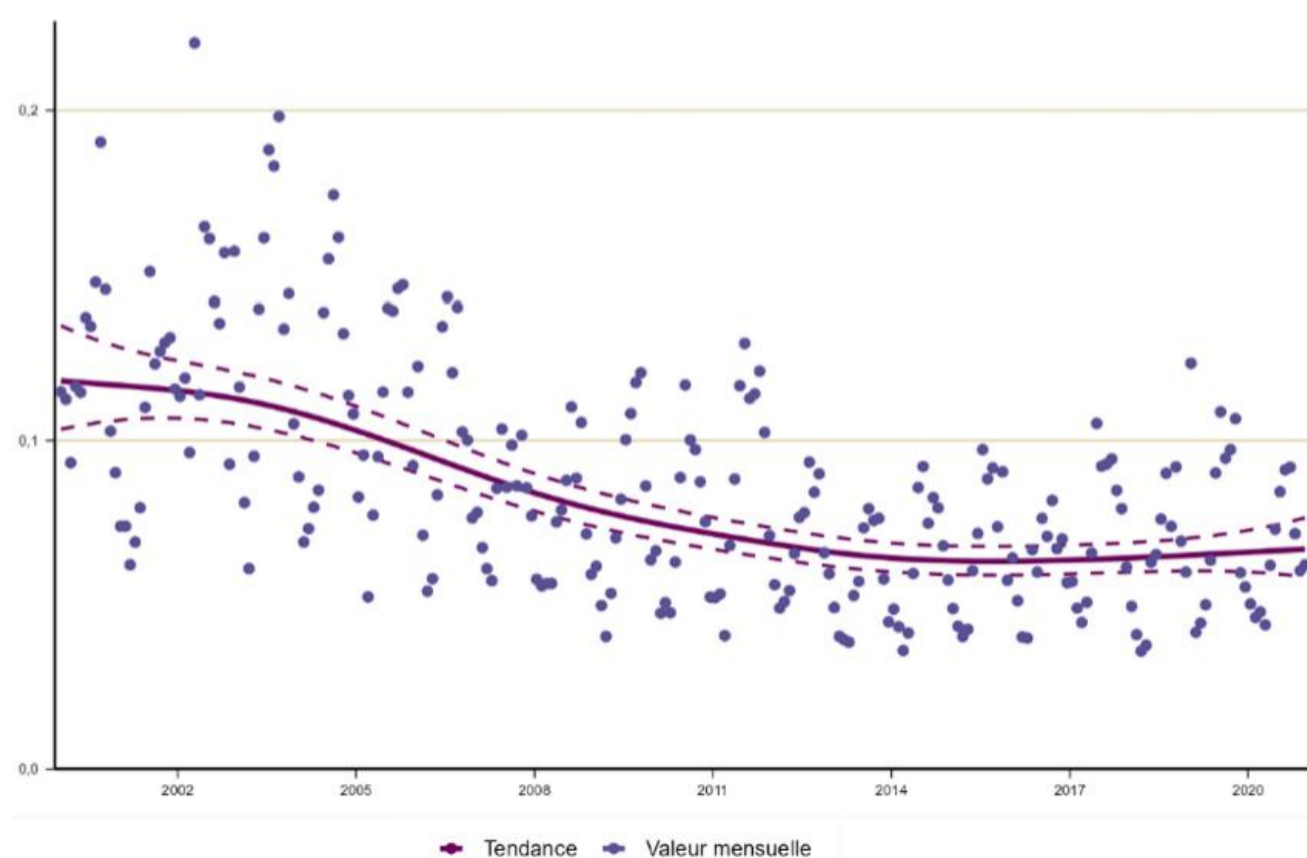
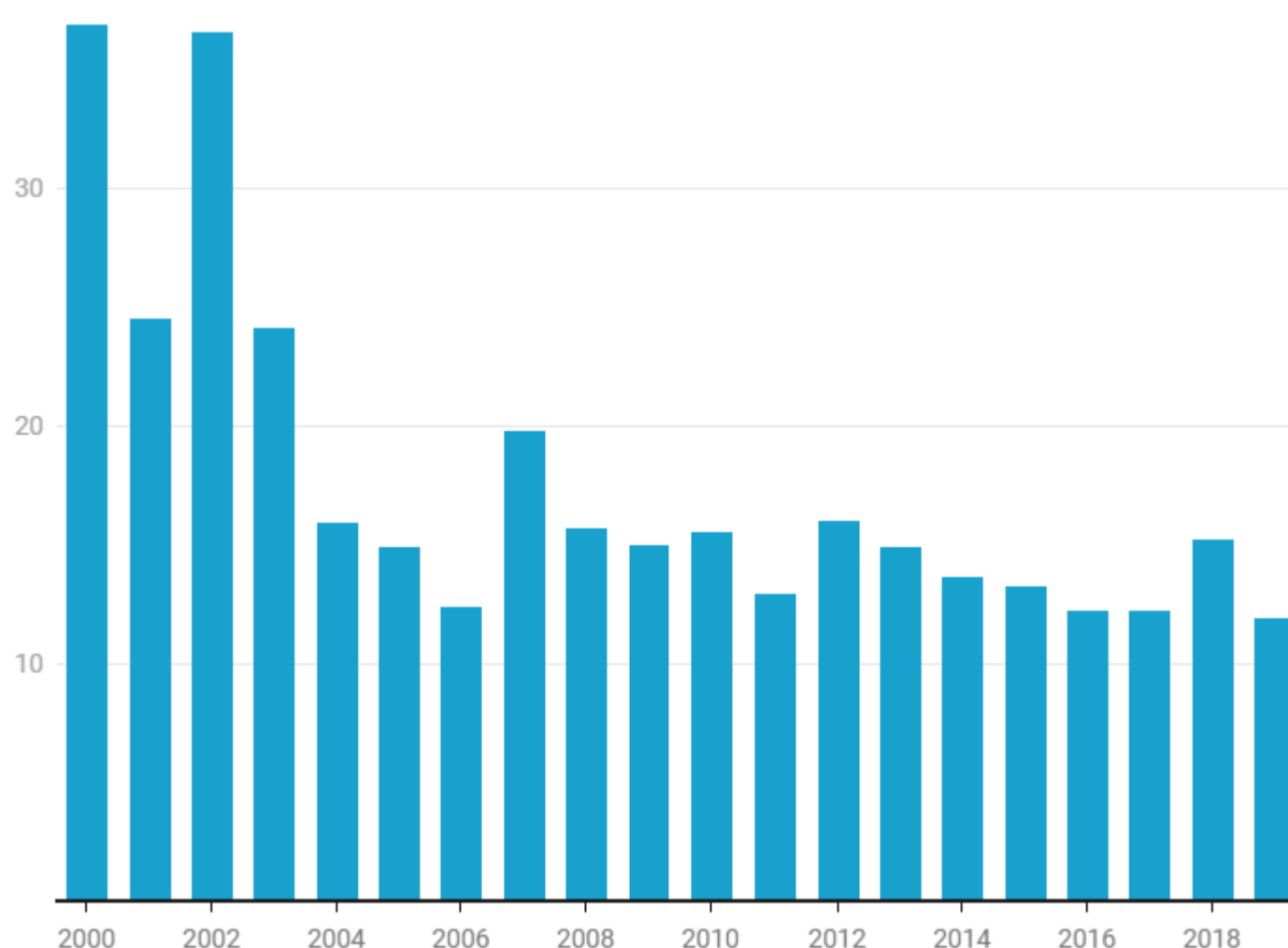


Ilustración 19. Tendencia de la evolución de las concentraciones (mg L<sup>-1</sup>) de fosfatos en los cursos de agua en la Francia continental del año 2000 al 2020. Figura extraída del *Bilan environnemental de la France – Édition 2022* (MTE, 2023).

Según el *Commissariat général au développement durable* (CGDD, 2022), la combinación de estas actuaciones produjo efectos rápidos y claramente medibles en la calidad de las aguas superficiales. Entre 2000 y 2020, las concentraciones medias de fosfatos en los cursos de agua se redujeron aproximadamente un 50% (Ilustración 19), lo que implica que, en el plazo de quince años, los niveles de fosfatos en ríos se dividieron por dos. Además, la disminución observada fue más pronunciada que en el caso de los nitratos, lo que pone de manifiesto la mayor eficacia de las medidas específicamente dirigidas al fósforo, como la eliminación en tratamientos terciarios y la prohibición de fosfatos en detergentes.

Al analizar los flujos exportados por los ríos hacia el medio marino, se observan tendencias claramente diferenciadas entre nitrógeno y fósforo. Mientras que los flujos de nitratos se mantienen relativamente estables entre 2000 y 2020, con una media cercana a 500 kt anuales, los flujos de fósforo total muestran una reducción mucho más acusada. En concreto, las cargas de fósforo disminuyeron aproximadamente un 66% entre 2000 y 2006, en un periodo muy corto.

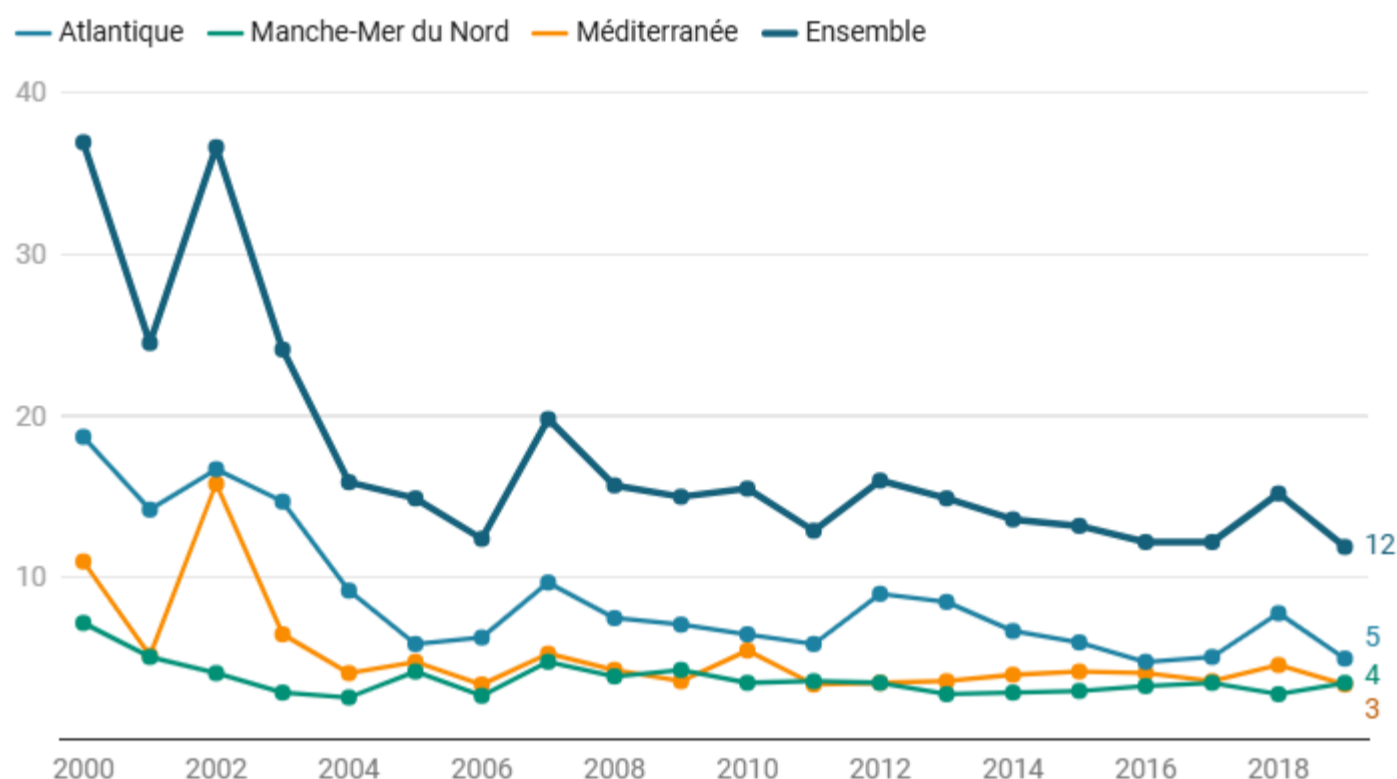
Tal y como puede observarse en la Ilustración 20, las emisiones totales de fósforo al mar pasaron de más de 30 kt anuales en el año 2000 a poco más de 10 kt en 2019, consolidando una tendencia descendente sostenida a lo largo de las dos últimas décadas. Esta evolución confirma que las medidas dirigidas específicamente al control del fósforo han tenido un impacto estructural en la reducción de las cargas hacia el medio marino.



**Ilustración 20. Evolución de los flujos totales de P (kt P año-1) al mar entre el año 2000 y el 2019. Figura extraída de CGDD (2022).**

Tras la fuerte reducción registrada a comienzos de los años 2000, los flujos de fósforo hacia el medio marino se estabilizan en niveles significativamente más bajos, manteniendo una tendencia descendente sostenida en el periodo 2000–2019 en todas las vertientes marítimas (Ilustración 21). Desde el punto de vista territorial, la distribución de las cargas muestra una clara concentración en la vertiente atlántica, que recibe aproximadamente el 50% del fósforo total vertido al mar por los ríos metropolitanos. La Mancha – Mar del Norte concentra en torno al 21%, mientras que la vertiente mediterránea recibe aproximadamente el 29%. Esta distribución responde tanto a la extensión y caudal de las cuencas hidrográficas que desembocan en cada vertiente como a la intensidad relativa de las actividades agrícolas, urbanas e industriales en sus respectivas áreas de drenaje.

En conjunto, los datos evidencian que **Francia ha logrado una reducción sustancial de las cargas de fósforo hacia las aguas superficiales y marinas en las últimas dos décadas. Esta mejora está claramente vinculada a tres factores estructurales: la disminución progresiva del uso de fertilizantes fosfatados minerales, la modernización tecnológica de las estaciones depuradoras urbanas y la regulación específica de productos domésticos como los detergentes.** No obstante, pese a la mejora en concentraciones y flujos, el sistema continúa operando con balances agrarios ligeramente positivos. La acumulación histórica de fósforo en suelos y sedimentos, el denominado “legado de fósforo”, puede actuar como fuente retardada de aportes al medio acuático, limitando la recuperación completa de determinados ecosistemas.

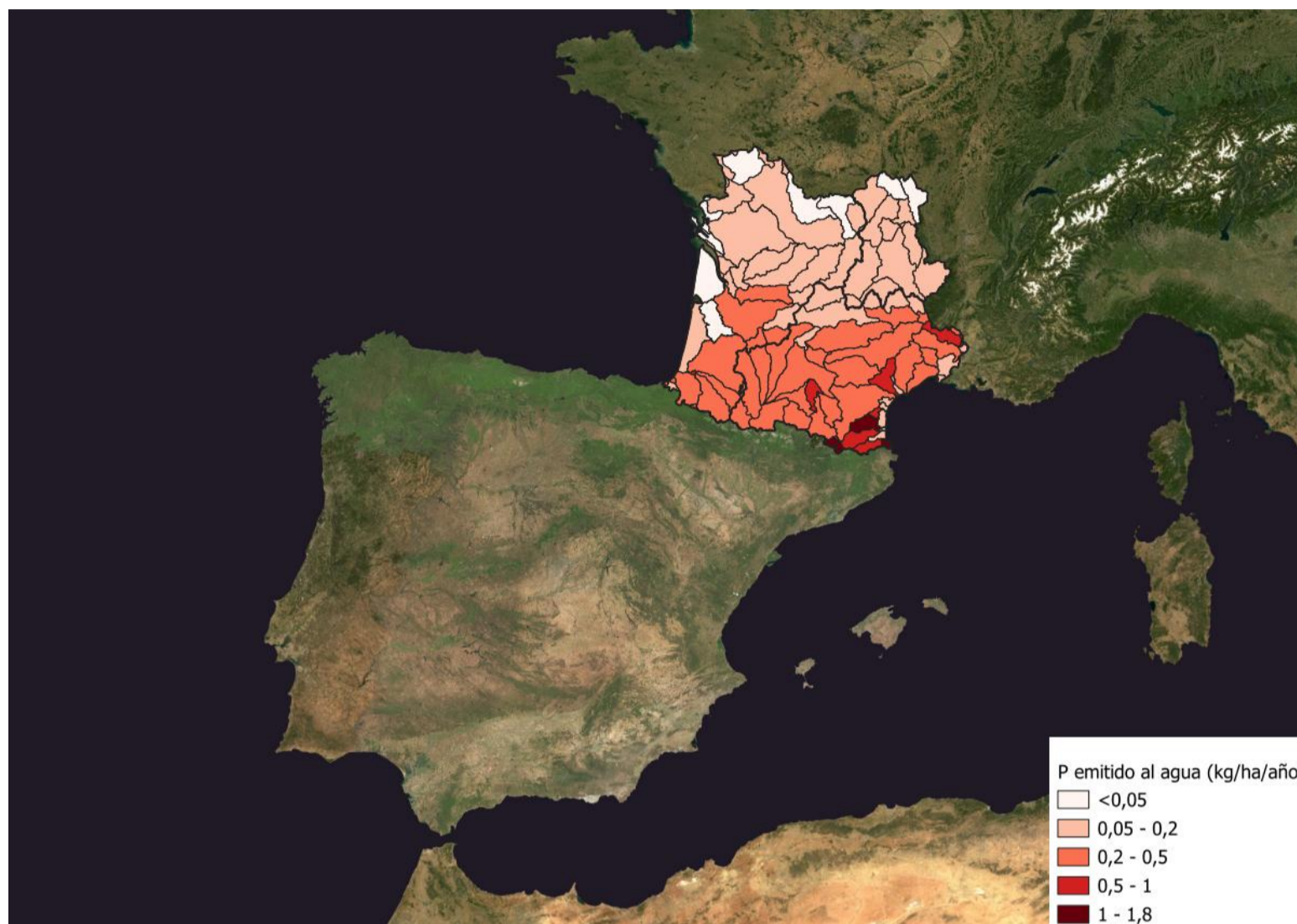


**Ilustración 21. Evolución de los flujos totales de P (kt P año<sup>-1</sup>) emitidos al mar entre el año 2000 y el 2019 divididos por vertiente marítima. Figura extraída de CGDD (2022).**

### 5.2.3 Emisiones difusas de fósforo en Francia

Siguiendo el mismo esquema metodológico aplicado en los casos de España y Portugal, la estimación de las emisiones difusas de fósforo hacia las masas de agua en Francia puede realizarse mediante la combinación de la superficie agrícola utilizada (SAU) por región, reportada en el *Recensement agricole 2020* (MAASA, 2020), con coeficientes de emisión por unidad de SAU. Concretamente, para Francia, se usaron las medianas de las pérdidas estimadas de fósforo por hectárea ( $\text{kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ) propuestas por Panagos et al. (2022) (Ilustración 22). Estos coeficientes, calculados a escala europea a partir de modelos de erosión hídrica y contenido medio de fósforo en el suelo, permiten aproximar la fracción de P potencialmente movilizable por escorrentía y transporte sedimentario.

En las regiones analizadas se observan perfiles diferenciados (Tabla 16) tanto en superficie como en intensidad de pérdidas específicas. Nouvelle-Aquitaine, con cerca de 3,9 millones de hectáreas de SAU, presenta un coeficiente de pérdida relativamente moderado ( $0,127 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ). Sin embargo, debido a su gran extensión agrícola, las pérdidas absolutas estimadas alcanzan valores relevantes en términos agregados. En contraste, Occitanie muestra el coeficiente específico más elevado ( $0,399 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), lo que indica una mayor vulnerabilidad potencial al transporte de fósforo por procesos hidrológicos, probablemente asociada a características edafoclimáticas y a mayor riesgo erosivo en determinadas cuencas. Por su parte, Auvergne, con una SAU menor (aproximadamente 1,45 millones de hectáreas) y un coeficiente bajo ( $0,068 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), reflejaría una presión difusa más limitada.



**Ilustración 22. Estimación de las pérdidas de fósforo ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ) a las masas de agua debidas a la erosión hídrica en áreas agrícolas en las áreas francesas que pertenecen a la Región SUDOE. Fuente: Panagos et al. (2022).**

Este análisis pone de manifiesto una cuestión clave ya observada en los casos de España y Portugal: las pérdidas específicas por hectárea no siempre coinciden con las mayores pérdidas totales. Las magnitudes absolutas dependen en gran medida de la superficie agrícola regional, mientras que la intensidad de pérdida está vinculada a factores biofísicos y a la estructura de uso del suelo.

**Tabla 16. Estimación de las emisiones difusas de P al agua. Fuentes: Panagos et al. (2022) y MAASA (2020).**

Región	SAU (ha)	Mediana pérdidas de P ( $\text{kg/ha/año}$ )	Pérdidas totales estimadas (kt P)
Nouvelle-Aquitaine	3 871 872	0.127	0.49
Occitanie	3 131 211	0.399	0.10
Auvergne	1 449 709	0.068	1.25

Para completar la interpretación, resulta imprescindible incorporar la dimensión ganadera. La ganadería constituye una fuente fundamental de fósforo orgánico a través de estiércoles y purines, lo que puede influir tanto en la fertilización de los suelos como en el riesgo de excedentes localizados. En este sentido, las tres regiones presentan perfiles productivos diferenciados (Tabla 17).

Nouvelle-Aquitaine concentra una elevada cabaña bovina (más de 2,2 millones de cabezas) y una importante producción avícola (más de 35 millones de aves), además de un número significativo de ovinos. Este patrón sugiere una fuerte producción potencial de estiércoles. En sistemas mixtos de pradera y cultivo, parte de este fósforo puede integrarse de forma relativamente eficiente en el ciclo agrario; sin embargo, en zonas con elevada concentración avícola pueden generarse excedentes locales y riesgos puntuales de escorrentía. En Occitanie, destaca la cabaña ovina (más de 2,25 millones de cabezas), junto con más de 1,3 millones de bovinos. Por su parte, Auvergne presenta un perfil marcadamente bovino (casi 1,5 millones de cabezas) y una presencia avícola significativa.

En conjunto, el panorama francés muestra una situación distinta a la observada en décadas anteriores. La fuerte reducción histórica del uso de fertilizantes fosfatados minerales y la estabilización de los balances agrarios en torno a  $2 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$  limitan la acumulación estructural de excedentes. En consecuencia, las emisiones difusas actuales parecen depender menos del exceso global de

fertilización y más de la configuración territorial de los sistemas productivos, la distribución espacial de la ganadería y la vulnerabilidad hidrológica de cada región.

Tabla 17. Cabezas de ganado en 2020 por región de estudio. Fuente: MAASA (2020).

Región	Bovino	Equino	Caprino	Ovino	Porcino	Avícola
Nouvelle-Aquitaine	2 293 723	232 278	456 404	1 649 306	938 510	35 535 162
Occitanie	1 321 942	122 332	189 283	2 252 801	416 925	11 521 060
Auvergne	1 482 005	16 806	63 928	486 987	207 813	8 603 503

## 5.2.4 Emisiones puntuales de fósforo en Francia

### 5.2.4.1 Emisiones puntuales: sistemas urbanos

Para la estimación de las emisiones puntuales de fósforo en las regiones de estudio se recurrió a datos oficiales procedentes de las agencias de cuenca, manteniendo un enfoque metodológico coherente con el aplicado previamente en España y Portugal. En lugar de emplear factores teóricos de emisión, se trabajó con cargas reales de fósforo total (PT) registradas a la entrada y a la salida de los sistemas de tratamiento de aguas residuales urbanas, lo que permite aproximar de forma directa la fracción efectivamente vertida al medio receptor tras el proceso de depuración.

En el caso de Nouvelle-Aquitaine, la información procede íntegramente de la cuenca Adour-Garonne para el año 2024, a partir de los datos disponibles en el *Système d'Information sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne* (SIEAG, 2024). Se utilizaron registros de vertidos urbanos —que incluyen tanto aportes domésticos como industriales conectados a la red de saneamiento— considerando específicamente las cargas de fósforo total en el influente y en el efluente de las estaciones depuradoras. Este enfoque permite estimar no solo la carga residual vertida al medio receptor, sino también el rendimiento medio de eliminación alcanzado por los sistemas de tratamiento.

Para Occitanie, la información disponible se distribuye entre dos demarcaciones hidrográficas: Adour-Garonne (2024), obtenida igualmente del SIEAG (2024), y Rhône-Méditerranée (2022), cuyos datos proceden del *Système d'Information sur l'Eau du Bassin Rhône-Méditerranée* (SIE, 2022). Algunos departamentos (Aude, Gard, Hérault y Pyrénées-Orientales) disponían de datos en ambas cuencas, lo que requirió una fase posterior de consolidación y agregación de la información con el fin de obtener una estimación regional coherente.

En el caso de Auvergne, la disponibilidad de datos fue más limitada. Solo se obtuvieron registros para los departamentos de Cantal y Puy-de-Dôme, también procedentes del SIEAG (2024). En consecuencia, las cifras regionales deben interpretarse como parciales y representativas únicamente de la parte del territorio cubierta por esta demarcación. Esta limitación no invalida el análisis, pero sí introduce un grado de incertidumbre que conviene considerar en la comparación interregional.

Tabla 18. Flujos totales de fósforo (kt año<sup>-1</sup>) en las corrientes de entrada y salida de las EDAR y eficiencia de retención del nutriente. Fuentes: SIEAG (2024) y SIE (2022)

Región	Entrada (kt P año <sup>-1</sup> )	Salida (kt P año <sup>-1</sup> )	Rendimiento (%)
Nouvelle-Aquitaine	2.10	0.71	66
Occitanie	5.06	1.28	68
Auvergne	0.07	0.03	50

En términos cuantitativos (Tabla 18), los resultados muestran diferencias claras entre regiones tanto en magnitud de cargas como en eficiencia de eliminación. En Nouvelle-Aquitaine, las estaciones depuradoras trataron aproximadamente 2,10 kt P/año, de las cuales 0,71 kt P/año fueron finalmente vertidas tras el tratamiento, lo que implica un rendimiento medio de eliminación del 66%. Este nivel es coherente con sistemas que incorporan tratamiento biológico con eliminación parcial de fósforo y, en algunos casos, etapas terciarias, aunque no necesariamente de forma homogénea en todas las instalaciones.

En Occitanie, las cargas de entrada fueron notablemente superiores (5,06 kt P/año), reflejando tanto una mayor población como la posible concentración de actividad industrial conectada a la red de saneamiento. La carga de salida se situó en 1,28 kt P/año, con un rendimiento medio del 68%, ligeramente superior al observado en Nouvelle-Aquitaine. No obstante, en términos absolutos, Occitanie se configura como la región con mayor contribución puntual de fósforo entre las analizadas, debido al volumen total tratado y vertido.

En Auvergne, las cargas registradas son mucho menores (0,07 kt P/año de entrada y 0,03 kt P/año de salida), con un rendimiento medio del 50%. Sin embargo, este resultado debe interpretarse con cautela, ya que la cobertura de datos se limita a dos departamentos (Cantal y Puy-de-Dôme), lo que probablemente conduce a una infraestimación de la carga real regional y puede distorsionar la comparación directa con las otras regiones.

En conjunto, los datos evidencian que, aunque la eficiencia media de eliminación en depuración urbana es significativa, una fracción no despreciable del fósforo continúa siendo vertida a las masas de agua. Las estaciones depuradoras siguen desempeñando, por tanto, un doble papel: por un lado, como barrera esencial de protección ambiental y, por otro, como puntos estratégicos para la recuperación de fósforo en el marco de estrategias de economía circular. La mejora adicional de los rendimientos de eliminación y la valorización del fósforo contenido en lodos representan un margen claro de actuación futura dentro de la gestión integrada del ciclo del fósforo en Francia.

#### 5.2.4.2 Emisiones puntuales: sistemas industriales

Además de las emisiones asociadas a los sistemas urbanos de depuración, el sector industrial constituye otra fuente puntual relevante dentro del ciclo del fósforo. Para su estimación se han utilizado dos fuentes complementarias: por un lado, datos específicos de la cuenca Adour-Garonne correspondientes a 2024 (SIEAG, 2024), y por otro, la información declarada en el registro E-PRTR para Francia, producida por el Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM, 2023), considerando los datos más recientes disponibles entre 2018 y 2022 para cada instalación (excluyendo depuradoras urbanas).

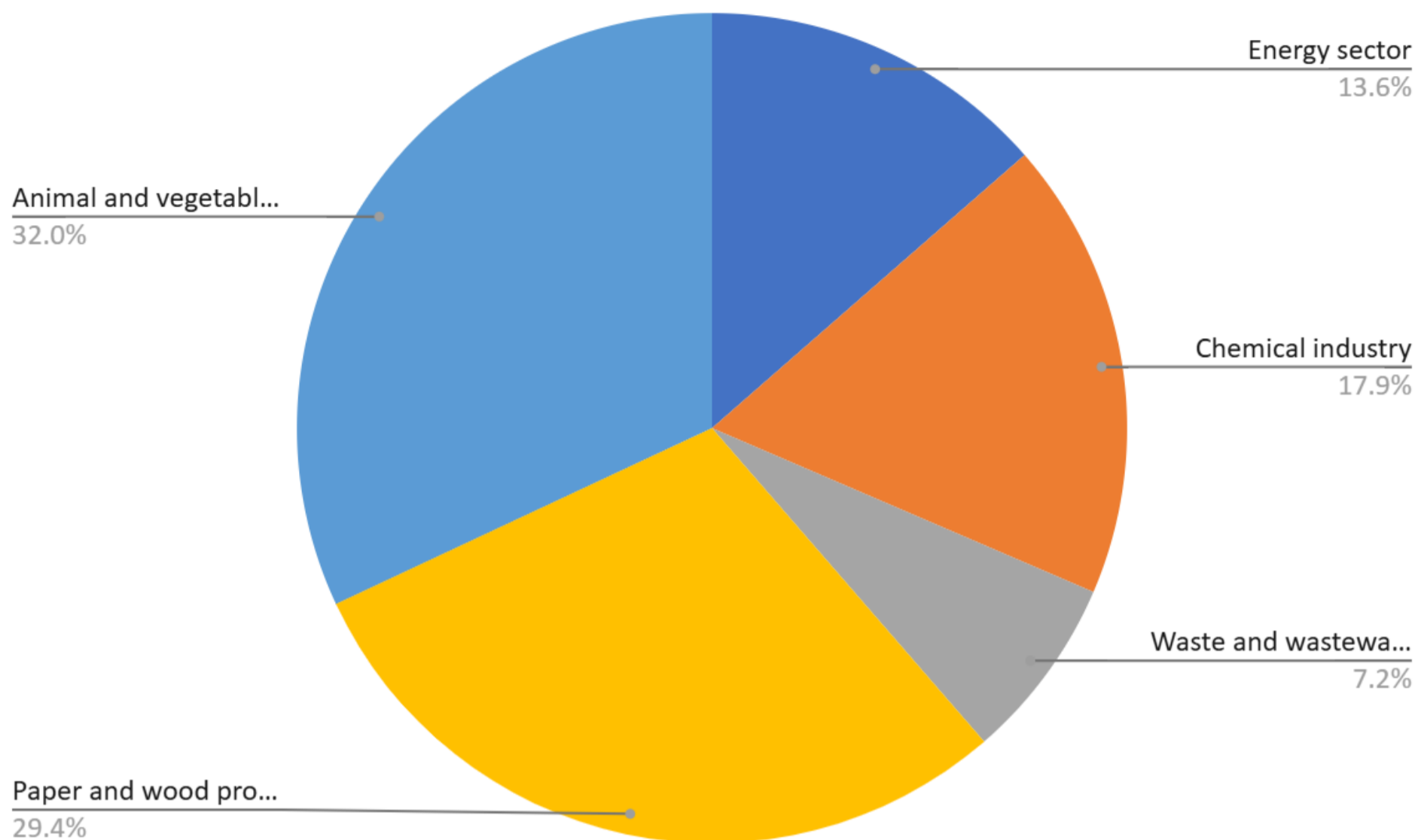
En la cuenca Adour-Garonne, las emisiones industriales declaradas en 2024 alcanzan aproximadamente 0.3 kt anuales de fósforo, lo que proporciona una referencia actualizada a escala de demarcación hidrográfica. Esta cifra refleja únicamente las instalaciones sometidas a obligación de reporte y pone de manifiesto que, aunque inferiores a las cargas urbanas agregadas, las emisiones industriales pueden ser localmente significativas.

A escala nacional, el análisis del PRTR francés arroja una emisión total de 0.56 kt anuales de fósforo vertido al agua por instalaciones industriales en 2022 (o el dato más reciente disponible entre 2018 y 2022). La distribución sectorial de estas emisiones muestra un perfil claramente concentrado en determinadas actividades productivas (Ilustración 23): 32% corresponde al sector de productos animales y vegetales del ámbito agroalimentario, lo que confirma el peso estructural de la industria agroalimentaria en el ciclo del fósforo; un 29,4% se asocia a la producción y transformación de papel y madera, actividades con procesos intensivos en materia orgánica; un 17,9% procede de la industria química; un 13,6% del sector de la energía; y un 7,2% del ámbito de gestión de residuos y aguas residuales (instalaciones industriales no clasificadas como depuración urbana).

Este reparto sectorial evidencia que las emisiones industriales de fósforo no se distribuyen homogéneamente, sino que se concentran en actividades vinculadas al procesamiento de biomasa, transformación de materias primas orgánicas y producción energética.

En términos relativos, las emisiones industriales nacionales (0.56 kt P año<sup>-1</sup>) son inferiores a las cargas puntuales urbanas agregadas, pero no resultan despreciables desde el punto de vista territorial y ambiental, especialmente en cuencas con elevada concentración industrial. Además, dado que el PRTR solo recoge instalaciones que superan determinados umbrales de notificación, es posible que exista una fracción adicional no contabilizada procedente de instalaciones de menor tamaño.

Desde una perspectiva sistémica, el sector industrial representa un nodo específico de intervención, diferente al urbano: mientras que en las estaciones depuradoras la recuperación de fósforo puede abordarse mediante tecnologías de precipitación o extracción en lodos, en el ámbito industrial la reducción de emisiones pasa por la optimización de procesos productivos, la recirculación interna de corrientes y la mejora de los sistemas de tratamiento específicos por sector. En el marco del proyecto ENDORSE, estas actividades, especialmente el sector agroalimentario y el papelero, emergen como ámbitos prioritarios para estrategias de prevención, reducción y valorización del fósforo en origen.



**Ilustración 23.** Contribución porcentual de los distintos sectores incluidos en el Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR) de Francia al total de emisiones de fósforo (P) a las aguas registradas en el inventario, excluyendo las emisiones procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas (EDAR) y de instalaciones asociadas a dichas plantas.

### 5.3 Demanda de fósforo en Francia

La demanda de fósforo en Francia está dominada estructuralmente por el sector agrícola, que absorbe prácticamente la totalidad del fósforo mineral comercializado en forma de fertilizantes. Desde comienzos de siglo, el sistema agrario francés ha experimentado una reducción muy significativa del uso de fertilizantes fosfatados, pasando de casi 800 kt P en la campaña 2000/2001 a niveles situados entre 230 y 320 kt P en los últimos años. Esta contracción refleja tanto mejoras en eficiencia agronómica como cambios estructurales en los sistemas productivos.

El estudio sectorial del ICEX (2015) publicado hace aproximadamente una década ya señalaba tendencias que continúan vigentes: Francia constituye uno de los principales mercados agrícolas de la UE, con elevada superficie agrícola útil (SAU), fuerte tecnificación y un mercado de fertilizantes altamente integrado a escala europea, tanto en importaciones como en exportaciones. El sector presenta además una estructura relativamente concentrada, con grandes grupos industriales y una red cooperativa de distribución con amplia implantación territorial.

Incluso antes de la reciente crisis de precios (2021–2023), el mercado mostraba una tendencia estructural hacia la racionalización del uso de fertilizantes, impulsada por regulaciones ambientales más estrictas, optimización de dosis mediante agricultura de precisión, mejora de balances agronómicos y presión económica sobre los costes de explotación. La crisis energética asociada a la guerra en Ucrania intensificó esta dinámica: el fuerte aumento de precios redujo las entregas de fertilizantes en 2021–2023, especialmente fosfatados. Posteriormente, la campaña 2023–2024 registró un repunte (+15,4% en total; +40% en fosfatos), aunque sin retornar a los niveles previos a 2021.

En términos estructurales, el sistema francés opera hoy con menor dependencia del fósforo mineral que hace dos décadas, balances agrarios ligeramente positivos pero ajustados ( $\approx 2,2 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ ), mayor peso relativo del reciclaje interno (estiércoles, lodos y compost) y alta sensibilidad del consumo a las fluctuaciones de precio. En este contexto, el reciclaje de nutrientes procedentes de corrientes orgánicas constituye un componente relevante del sistema de fertilización. Las entrevistas realizadas con gestores del ciclo urbano del agua confirman

que una parte significativa del fósforo eliminado en las estaciones depuradoras permanece incorporado en los lodos de depuración, que posteriormente se valorizan mediante su aplicación agrícola. Este proceso permite cerrar parcialmente el ciclo de nutrientes entre el sistema urbano y el sistema agrario. Este modelo de reciclaje sigue siendo predominante en numerosos sistemas de saneamiento y, a diferencia de lo observado en España, en Francia la valorización agrícola de lodos de depuradora está ampliamente extendida y cuenta con un mayor grado de aceptación por parte del sector agrario.

Sin embargo, esta demanda no es territorialmente homogénea. Aunque el mercado se articula a escala nacional y europea, la demanda efectiva de fósforo presenta una clara diferenciación regional vinculada a la estructura productiva y a la especialización agraria. Las regiones analizadas, Nouvelle-Aquitaine, Occitanie y Auvergne (integrada en Auvergne-Rhône-Alpes), muestran perfiles diferenciados. Nouvelle-Aquitaine y Occitanie, con más de 3 millones de hectáreas de SAU cada una, concentran una parte sustancial de la producción cerealista, vitivinícola y de cultivos industriales. La elevada SAU implica una base estructural importante de reposición de fósforo extraído por cosecha y, por tanto, una demanda potencial elevada en términos absolutos. No obstante, ambas regiones presentan también una fuerte presión ganadera. Nouvelle-Aquitaine destaca por su elevado número de bovinos y aves, mientras que Occitanie combina producción ovina, caprina y bovina. La disponibilidad de estiércoles y purines genera aportes orgánicos significativos, que pueden cubrir parte de las necesidades agronómicas y reducir la dependencia del fósforo mineral. Auvergne, con menor SAU relativa pero fuerte especialización bovina, presenta un perfil más claramente ganadero, lo que sugiere una mayor dependencia del reciclaje interno y menor necesidad relativa de fertilización mineral externa, aunque con posibles desequilibrios espaciales.

En consecuencia, la demanda regional de fósforo mineral depende de la interacción entre tres factores: (i) intensidad de los cultivos y extracciones por cosecha, (ii) densidad ganadera y disponibilidad de fósforo orgánico, y (iii) equilibrio territorial entre zonas de producción vegetal y animal. En regiones con alta concentración ganadera pueden generarse excedentes locales de fósforo orgánico, mientras que otras zonas agrícolas pueden mantener una mayor dependencia del fertilizante mineral.

Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, este contexto es especialmente relevante: la demanda francesa de fósforo no se encuentra en una fase expansiva, sino en un régimen de estabilización estructural con elasticidad coyuntural. Por tanto, **el potencial de mercado para fósforo recuperado no radica en el crecimiento del consumo total, sino en su capacidad para sustituir parcialmente al fósforo mineral importado**, particularmente en regiones con elevada SAU y menor equilibrio interno entre producción vegetal y ganadera.

## 5.4 Percepción social del ciclo del fósforo en Francia

En Francia, al igual que en Portugal, el análisis de la percepción social se desarrolló en la segunda fase de expansión del cuestionario dentro de la metodología Delphi. En total se recibieron 12 respuestas, lo que configura una muestra limitada en términos estadísticos pero relevante desde una perspectiva cualitativa, dado que el proceso se orientó deliberadamente hacia actores expertos con conocimiento técnico o profesional directo del ciclo del fósforo.

Desde el punto de vista sociodemográfico, la distribución de género fue del 42% hombres, 33% mujeres y 25% de participantes que prefirieron no especificarlo. En relación con la vinculación principal con el ciclo del fósforo, el perfil fue relativamente diverso: el 30% investiga sobre el fósforo, el 20% desempeña funciones de asesoría, el 20% utiliza fertilizantes fosforados en su actividad, el 10% gestiona residuos que contienen fósforo, el 10% declaró una afectación indirecta y el 10% indicó otro tipo de relación con el P.

Sectorialmente, la representación se distribuye entre investigación/academia (33%), agricultura (22%), administración pública (22%), acuicultura (11%) y gestión de residuos (11%). Territorialmente, la mayor parte de los participantes procede de Occitanie (50%), seguida de Nouvelle-Aquitaine (33%) y Pays de la Loire (17%), lo que aporta cierta concentración geográfica pero cubre regiones relevantes en términos agrícolas y productivos dentro de la Región SUDOE.

En el mapeo de agentes clave dentro del ciclo del fósforo, el sector agrícola aparece como actor dominante (67%), seguido por la industria de fertilizantes (22%) y los gestores de residuos (11%). Esta percepción sitúa claramente a la agricultura en el centro del sistema, tanto en términos de uso como de impacto potencial.

En cuanto a la valoración de impacto e influencia (escala 1-4), la industria de fertilizantes obtiene la puntuación más alta en ambas dimensiones (3,71 en impacto e influencia), lo que sugiere que se percibe como un actor con elevada capacidad estructural dentro del sistema (Tabla 19). El sector agrícola presenta un impacto moderado (3,00) pero una influencia relativamente mayor (3,43), mientras que la gestión de aguas residuales alcanza valores similares en influencia (3,43). El sector ganadero también muestra una influencia equiparable (3,43) pese a un impacto ligeramente inferior (2,86). Por el contrario, la industria agroalimentaria y la ciudadanía obtienen puntuaciones más bajas tanto en impacto como en influencia, reflejando una menor centralidad percibida.

Tabla 19. Matriz impacto-influencia de los principales sectores implicados en el ciclo del fósforo en Francia (valores medios en escala 1-4).

Sector	Impacto	Influencia
Agrícola	3.00	3.43
Ganadero	2.86	3.43
Gestión de aguas residuales	3.29	3.43
Industria de fertilizantes	3.71	3.71
Industria agroalimentaria	2.57	2.71
Ciudadanía	2.71	2.57

En relación con la seguridad de los fertilizantes fosforados convencionales, la percepción en Francia es más crítica que en Portugal y España. El 71% de los participantes los considera inseguros, frente al 29% que los considera seguros. Además, el 57% cree que otros agentes también los perciben como inseguros. Este resultado contrasta con la confianza mayoritaria observada en los casos español y portugués y podría sugerir una mayor sensibilidad ambiental o regulatoria en el entorno francés encuestado. Sin embargo esto es contradictorio con los resultados obtenidos sobre los impactos ambientales, donde el 43% los encuestados los considera negativos, el 28,5% positivos y el 28,5% neutros. Además, al atribuir la percepción a otros actores, la mayoría (57%) considera que estos los ven como neutros. Este patrón indica una diferencia entre la evaluación personal, más crítica, y la percepción social atribuida al conjunto de actores, que se considera más moderada.

En cuanto al rendimiento agronómico, existe un consenso claro sobre su eficacia: el 71% lo considera alto, el 14% aceptable y el 14% muy alto. De forma similar, se percibe que otros actores valoran el rendimiento como alto (57%) o muy alto (14%). Es decir, aunque existen dudas sobre la seguridad e impactos ambientales, no se cuestiona su eficacia productiva.

La sostenibilidad a largo plazo constituye el aspecto más crítico. El 86% de los participantes considera que el uso actual de fertilizantes fosforados es poco sostenible, y el 14% lo considera algo sostenible. La percepción atribuida a otros actores es idéntica (86% poco sostenible y 14% algo sostenible), lo que refleja un consenso muy elevado sobre las limitaciones estructurales del modelo actual. En este contexto, la disposición a utilizar fertilizantes recuperados resulta especialmente relevante. El 57% estaría probablemente dispuesto a utilizarlos y el 14% definitivamente dispuesto, mientras que el 29% indicó que no les aplica directamente a su actividad. Cuando se pregunta por otros actores, el 71% considera que estarían algo dispuestos, el 14% muy dispuestos y solo el 14% estarían poco dispuestos. Estos resultados muestran una aceptación potencial moderada-alta, aunque con una percepción de mayor cautela en el entorno más amplio.

En conjunto, la percepción del ciclo del fósforo en Francia dentro de esta muestra se caracteriza por una visión crítica en términos de sostenibilidad y seguridad, combinada con un reconocimiento claro de la eficacia agronómica. Existe una conciencia estructural de que el modelo actual presenta limitaciones a largo plazo, lo que abre espacio a alternativas basadas en recuperación y economía circular. Sin embargo, al igual que en el caso portugués, el tamaño reducido de la muestra y su composición sectorial aconsejan interpretar los resultados como una aproximación cualitativa más que como una representación exhaustiva del conjunto de actores nacionales.

## 6 Conclusiones

El enfoque metodológico adoptado en este entregable ha permitido construir una **visión integrada y territorialmente coherente del ciclo del fósforo en la región SUDOE**, proporcionando una base común de conocimiento para España, Portugal y Francia. La aplicación de un marco analítico homogéneo ha permitido integrar información procedente de distintas fuentes —balances agrarios, mercado de fertilizantes, emisiones puntuales y difusas y datos de calidad del agua— **actualizando el diagnóstico del sistema fósforo con información reciente** hasta 2023–2024 y reduciendo la fragmentación existente entre análisis sectoriales y territoriales.

El análisis ha permitido, en primer lugar, **mapear los principales sectores emisores de fósforo**, destacando el papel de la agricultura y la ganadería como fuentes difusas relevantes, así como la contribución de determinadas fuentes puntuales asociadas al ciclo urbano del agua y a actividades industriales. La caracterización territorial de estas emisiones pone de manifiesto una distribución heterogénea de las presiones ambientales, estrechamente vinculada a la estructura productiva de cada región. En segundo lugar, el diagnóstico ha permitido **identificar la demanda de fósforo**, con especial protagonismo del sector agrícola, que concentra la mayor parte de la demanda a través del uso de fertilizantes. La distribución territorial de esta demanda refleja la diversidad de sistemas productivos presentes en el espacio SUDOE y condiciona las oportunidades de valorización y reutilización de fósforo recuperado. En tercer lugar, el análisis de **las percepciones sociales asociadas al ciclo del fósforo** revela una visión relativamente positiva entre los actores especializados, aunque también pone de manifiesto posibles diferencias entre la percepción directa de estos actores y la percepción que consideran que existe entre otros agentes de la cadena de valor. Este desajuste perceptivo señala la importancia de continuar profundizando en el conocimiento social del ciclo del fósforo y de promover estrategias de comunicación y sensibilización que acompañen el desarrollo de soluciones de economía circular.

A escala territorial, el diagnóstico revela patrones diferenciados entre países. **España** mantiene balances agrarios positivos (2,6 kg P/ha en 2021) con fuerte heterogeneidad regional, con emisiones puntuales urbanas de 9,8 kt P/año y con emisiones industriales registradas que están dominadas por la acuicultura y el sector agroalimentario. **Portugal** presenta balances similares (2,2 kg P/ha en 2024), y una mayor presión en la Região Hidrográfica do Tejo. **Francia** ha experimentado una transformación estructural profunda, reduciendo más del 70% el uso de fertilizantes minerales desde 2000 y logrando disminuir las concentraciones de fosfatos en ríos en un 50% y los flujos al mar en un 66% entre 2000 y 2020, consolidando balances agrarios ajustados (2,2 kg P/ha).

En conjunto, los resultados ponen de relieve la fuerte **dimensión territorial del ciclo del fósforo**. La circularidad de este nutriente no depende únicamente del volumen total disponible, sino también de su distribución espacial y de la capacidad de adaptar las estrategias de recuperación, gestión y fertilización a las condiciones productivas locales. En regiones con elevada concentración ganadera, las estrategias prioritarias pueden centrarse en mejorar la gestión y redistribución de nutrientes orgánicos, mientras que en territorios con balances más ajustados el fósforo recuperado de corrientes urbanas u otras fuentes secundarias puede desempeñar un papel complementario.

Desde la perspectiva del proyecto ENDORSE, este diagnóstico constituye una **base técnica sólida para el desarrollo de las siguientes fases del proyecto**. El análisis permite identificar territorios prioritarios, orientar el diseño de pilotos de recuperación y valorización de fósforo y apoyar la evaluación del potencial de sustitución del fósforo mineral por fuentes secundarias. Asimismo, facilita la articulación de estrategias territoriales adaptadas a las características específicas de cada región del espacio SUDOE.

En definitiva, este entregable contribuye a reforzar la base de conocimiento compartida sobre el ciclo del fósforo en la región, facilitando el diálogo entre actores técnicos, institucionales y sectoriales y sentando las bases para avanzar hacia una gestión más circular, resiliente y coordinada de este recurso estratégico en el marco del programa Interreg.

## 7. Referencias bibliográficas

Adams, C. A., Alhamood, A., He, X., Tian, J., Wang, L., & Wang, Y. (2021). *The double-materiality concept: Application and issues*. Global Reporting Initiative.

Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2024). *Planos de gestão de região hidrográfica de Portugal continental – 3.º ciclo de planeamento (2022–2027)*. APA. <https://apambiente.pt/agua/3o-ciclo-de-planeamento-2022-2027>

Agência Portuguesa do Ambiente (APA). (2025). *Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) [Base de datos]*. <https://snirh.apambiente.pt/>

Álvarez, J., Roca, M., Valderrama, C., & Cortina, J. L. (2018). A phosphorous flow analysis in Spain. *Science of the Total Environment*, 612, 995–1006. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.299>

Bureau de Recherches Géologiques et Minières. (2023). *Établissements concernés par le règlement E-PRTR ou par la directive IED – Rapportage 2022 – France métropolitaine et DROM [Conjunto de datos]*. <https://www.data.gouv.fr/>

Commissariat général au développement durable (CGDD). (2022). *L'évolution des flux d'azote et de phosphore à la mer depuis 2000. Ministère de la Transition écologique*. <https://www.notre-environnement.gouv.fr/>

European Commission, Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs (2023). *Study on the critical raw materials for the EU 2023: Final report*. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2873/725585>

European Environment Agency (EEA). (2023). *Urban Waste Water Treatment Directive, Waterbase reported under UWWTD data call 2021 – Final public version (Sep. 2023) [Conjunto de datos]*. EEA Datahub. <https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/6244937d-1c2c-47f5-bdf1-33ca01ff1715?activeAccordion=1098364%2C1088374>

Hamilton, H. A., Brod, E., Hanserud, O. S., Gracey, E. O., Vestrum, M. I., Bøen, A., Steinhoff, F. S., Müller, D. B., & Brattebø, H. (2015). Investigating cross-sectoral synergies through integrated aquaculture, fisheries, and agriculture phosphorus assessments: A case study of Norway. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.12324>

ICEX España Exportación e Inversiones. (2015). *El mercado de fertilizantes en Francia*. Oficina Económica y Comercial de la Embajada de España en París.

Instituto Nacional de Estadística (INE). (2022). *Censo agrario 2020*. INE. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=55965&L=0>

Instituto Nacional de Estadística (INE). (2024). *Recogida y tratamiento de las aguas residuales por comunidades y ciudades autónomas, tipo de indicador y periodo [Conjunto de datos]*. INE. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=53450&L=0>

Instituto Nacional de Estatística (INE Portugal). (2024). *Estatísticas agrícolas – 2024*. INE Portugal.

Klinglmair, M., Lemming, C., & Jensen, L. S. (2015). Phosphorus in Denmark: National and regional anthropogenic flows. *Resources, Conservation and Recycling*, 105, 311–324. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.09.019>

Lima, A., Caetano, N., Figueiredo, S., & Ramísio, P. (2024). Assessing phosphorus fluxes in Portugal. *Science of the Total Environment*, 957, 177537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177537>

Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire (MAASA). (2020). *Recensement agricole 2020*. Agreste. <https://agreste.agriculture.gouv.fr/>

Ministère de l'Agriculture, de l'Agro-alimentaire et de la Souveraineté alimentaire (MAASA). (2025). *Graph'Agri 2025*. Service de la statistique et de la prospective (Agreste). <https://agreste.agriculture.gouv.fr/>

Ministère de la Transition écologique (MTE). (2023). *Bilan environnemental de la France – Édition 2022*. Service des données et études statistiques (SDES). <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/>

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). (2023a). *Balance de fósforo en la agricultura española (Años 1990–2021)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). (2023b). *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE)*. Resultados 2023. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). (2023c). *Estadística de consumo de fertilizantes en la agricultura*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). (2024). *Anuario de estadística 2024*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). (2024). *Contenido de fosfatos en ríos (2022)* [Conjunto de datos]. <https://www.mapama.gob.es/ide/metadatos/srv/spa/catalog.search#/metadata/aea68439-fde3-4d04-a692-07968f50b7c3>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). (2024). *Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes (PRTR-España)* [Conjunto de datos]. <https://prtr-es.miteco.gob.es/>
- Muntwyler, A., Panagos, P., Pfister, S., & Lugato, E. (2024). Assessing the phosphorus cycle in European agricultural soils: Looking beyond current national phosphorus budgets. *Science of The Total Environment*, 906, 167143. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167143>
- Ott, C., & Rechberger, H. (2012). The European phosphorus balance. *Resources, Conservation and Recycling*, 60, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.12.007>
- Panagos, P., Köningner, J., Ballabio, C., Liakos, L., Muntwyler, A., Borrelli, P., & Lugato, E. (2022). Improving the phosphorus budget of European agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 853, 158706. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158706>
- Persona, A. (2025). *EU phosphate supply: Can Europe find enough P without Russian imports? – The EU's phosphate conundrum*. Fertecon – S&P Global Commodity Insights.
- Senthilkumar, K., Nesme, T., Mollier, A., & Pellerin, S. (2012). Conceptual design and quantification of phosphorus flows and balances at the country scale: The case of France. *Global Biogeochemical Cycles*, 26, GB2008. <https://doi.org/10.1029/2011GB004102>
- Système d'Information sur l'Eau (SIE). (2022). *Système d'Information sur l'Eau du Bassin Rhône-Méditerranée* [Base de datos]. <https://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/>
- Système d'Information sur l'Eau (SIEAG). (2023). *Système d'Information sur l'Eau du Bassin Adour-Garonne* [Base de datos]. <https://adour-garonne.eaufrance.fr/>
- U.S. Geological Survey. (2024). *Mineral commodity summaries 2024*. <https://doi.org/10.3133/mcs2024>
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2025). *Global Environment Outlook 7: A future we choose – Why investing in Earth now can lead to a trillion-dollar benefit for all*. United Nations Environment Programme. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/49014>
- Van Dijk, K. C., Lesschen, J. P., & Oenema, O. (2016). Phosphorus flows and balances of the European Union Member States. *Science of the Total Environment*, 542, 1078–1093. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.048>

**Interreg  
Sudoe**



Co-funded by  
the European Union

**ENDORSE**

---



**Interreg  
Sudoe**



Co-funded by  
the European Union

**ENDORSE**