

Trabajo Fin de Máster

Uso de la estruvita como fertilizante, un ejemplo de economía circular en la gestión de purines

Intensificación: TRATAMIENTOS DE AGUAS

Autor:

LAURA TORTAJADA CHACÓN

Tutor:

DR. RAMÓN BARAT BAVIERA

Cotutor/es:

DRA. MÓNICA TEREZA BOSCAIU NEAGU

Director Experimental:

DRA. SARA GONZÁLEZ ORENGA

SEPTIEMBRE, 2021



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería
hidráulica y medio ambiente
mihma

RESUMEN DEL TRABAJO FINAL DE MÁSTER

Datos del proyecto
Título del TFM en español: Uso de la estruvita como fertilizante, un ejemplo de economía circular en la gestión de purines.
Título del TFM en inglés: Use of struvite as fertilizer, an example of circular economy in slurry management.
Título del TFM en Valenciano: Ús d'estruvita com a fertilitzant, un exemple d'economia circular en la gestió de purins.
Alumno: Laura Tortajada Chacón
Tutor: Dr. Ramón Barat Baviera
Cotutor/es: Dra. Mónica Tereza Boscaiu Neagu
Director experimental: Dra. Sara González Orenga
Fecha de Lectura: Septiembre,2021.

Resumen
En español (máximo 5000 caracteres)
<p>Una de las actividades que supone una importante fuente de contaminación para el medio ambiente por la gran cantidad de purines que genera es la ganadería porcina intensiva. Para aportar una posible solución a este tipo de contaminación, se está llevando a cabo el proyecto Re-Live Waste que pretende la recuperación de los nutrientes a través de la de la producción de estruvita a partir de purines. Los purines tienen elevado contenido en nitrógeno y fósforo y pueden ser recuperados en forma de estruvita ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). La estruvita es un mineral que es fácil de esparcir, tiene un alto contenido de fósforo y puede producirse con una mínima contaminación. Sin embargo, a través de un proceso de precipitación controlado, se pueden producir gránulos de estruvita para su uso agrícola como un fertilizante de fosfato de amonio y magnesio. Esto contribuye a la vez a la reducción de las concentraciones de fósforo en los vertidos, disminuyendo la contaminación de las aguas. Además, se trata de un buen ejemplo de economía circular debido a que los purines y estiércoles son ricos en fosfatos y nitrógeno y recuperarlos es una manera de reducir un impacto ambiental a la vez que recircularlos de nuevo hacia el sector en beneficio tanto del agricultor como de la sociedad.</p> <p>En el trabajo se detallará el diseño y los procesos de la planta donde se transforman los purines en estruvita. Una vez obtenida la estruvita se realizó un ensayo agronómico para comprobar los efectos del abono con estruvita en dos especies de cultivo, lechuga (<i>Lactuca sativa</i>) y rábano (<i>Raphanus brassica</i>). Se llevó a cabo la siembra de las semillas y el crecimiento de las plantas en condiciones controladas de invernadero durante 30 días. Cada 10 días se tomaron mediciones de la longitud, diámetro del tallo y número de hojas. Al final de los tratamientos se determinó en el laboratorio del pH y la electroconductividad del</p>

sustrato. Además se realizaron ensayos bioquímicos para analizar el estrés oxidativo mediante los marcadores MDA, fenoles y flavonoides.

En valenciano (máximo 5000 caracteres)

Una de les activitats que suposa una important font de contaminació per al medi ambient per la gran quantitat de purins que genera és la ramaderia porcina intensiva. Per aportar una possible solució a aquest tipus de contaminació, s'està duent a terme el projecte Re-Live Waste que pretén la recuperació dels nutrients a través de la producció d'estruvita a partir de purins. Els purins tenen elevat contingut en nitrogen i fòsfor i poden ser recuperats en forma d'estruvita ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). La estruvita és un mineral que és fàcil d'escampar, té un alt contingut de fòsfor i pot produir-se amb una mínima contaminació. No obstant això, a través d'un procés de precipitació controlat, es poden produir grànuls d'estruvita per al seu ús agrícola com un fertilitzant de fosfat d'amoni i magnesi. Això contribueix a la vegada a la reducció de les concentracions de fòsfor en els abocaments, disminuint la contaminació de les aigües. A més, es tracta d'un bon exemple d'economia circular pel fet que els purins i fems són rics en fosfats i nitrogen i recuperar-los és una manera de reduir un impacte ambiental alhora que recircularlos de nou cap al sector en benefici tant de l'agricultor com de la societat.

En el treball es detallarà el disseny i els processos de la planta on es transformen els purins en estruvita. Un cop obtinguda l'estruvita es va realitzar un assaig agronòmic per comprovar els efectes de l'abonament amb estruvita en dues espècies de cultiu, encisam (*Lactuca sativa*) i rave (*Raphanus brassica*). Es va dur a terme la sembra de les llavors i el creixement de les plantes en condicions controlades d'hivernacle durant 30 dies. Cada 10 dies es van prendre mesures de la longitud, diàmetre de la tija i nombre de fulles. A la fi dels tractaments es va determinar al laboratori de l'pH i la electroconductivitat del substrat. A més es van realitzar assajos bioquímics per analitzar l'estrès oxidatiu mitjançant els marcadors MDA, fenols i flavonoides.

En inglés (máximo 5000 caracteres)

One of the activities that is a major source of environmental pollution due to the large amount of slurry it generates is intensive pig farming. In seeking a possible solution to this type of pollution, the Re-Live Waste project was carried out with the aim of recovering nutrients by producing struvite from slurry. Slurry has a high nitrogen and phosphorus content and can be recovered in the form of struvite ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$). However, through a controlled precipitation process, struvite granules can be produced for agricultural use as ammonium magnesium phosphate fertilizer. This contributes at the same time to the reduction of phosphorus concentrations in discharges, reducing water pollution. It is also a good example of circular economy, as slurry and manure are rich in phosphates and nitrogen, and their recovery is a way to reduce environmental impact while recirculating them back into the sector to the benefit of both the farmer and society.

The work will detail the design and processes of the plant where the slurry was transformed into struvite. Once the struvite was obtained, an agronomic trial was carried out to test the effects of the struvite fertilizer on two crop species, lettuce (*Lactuca sativa*) and radish (*Raphanus brassica*). Seed sowing and plant growth were carried out under controlled greenhouse conditions for 30 days. Measurements of stem length, stem diameter and

number of leaves were registered every 10 days. At the end of the growing period the pH and electroconductivity of the substrate was determined in the laboratory and biochemical tests were carried out to analyze oxidative stress using MDA markers, phenols and flavonoids.

Palabras clave español (máximo 5): Estruvita, Purines, Economía circular, Fertilizante.

Palabras clave valenciano (máximo 5): Estruvita, Purins, Economia circular, Fertilizant.

Palabras clave inglés (máximo 5): Struvite, Slurry, Circular economy, Fertilizer.

Agradecimientos

En primer lugar, agradecer a mis tutores, Mónica y Ramón, por darme la oportunidad de realizar este proyecto además de brindarme su ayuda en cualquier momento.

También agradecer a Sara, directora experimental y amiga, por darme su apoyo, ayuda y aportar sus conocimientos y su diversión durante la realización de los experimentos. Además, agradecer su amistad y ser un apoyo fundamental e irremplazable, animándome a alcanzar mis objetivos.

Por último, agradecer a mi familia y amigos, por su apoyo tanto durante la realización de este máster como en la realización de este trabajo, dándome ánimos para finalizarlo.

Índice de contenido

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Sector porcino y generación de purines	3
1.2. Purines y su problemática ambiental.....	5
1.2.1. Principales contaminantes	9
1.2.1.1. Eutrofización.....	10
1.3. El fósforo	12
1.4. Calidad y composición de la estruvita.....	14
1.5. Proyecto Re-live Waste	17
2. OBJETIVOS.....	19
3. MATERIAL Y MÉTODOS	20
3.1. Planta piloto. Funcionamiento y procesos.....	20
3.2. Ensayo agronómico	26
3.2.1. Material vegetal y tratamientos.....	26
3.2.2. Sustrato	27
3.2.3. Parámetros de crecimiento.....	27
3.2.4. Marcadores bioquímicos de estrés oxidativo	28
3.2.4.1. Malondialdehído (MDA).....	28
3.2.4.2. Flavonoides	29
3.2.4.3. Compuestos fenólicos	29
3.2.5. Análisis estadístico	29
4. RESULTADOS	30
4.1. Estruvita obtenida	30
4.2. Electroconductividad y pH	30
4.3. Parámetros de crecimiento y emergencia	31
4.3.1. Altura del tallo.....	31
4.3.2. Diámetro del tallo	34
4.3.3. Ratio altura-diámetro.....	35
4.3.4. Número de hojas.....	36
4.4. Marcadores bioquímicos de estrés oxidativo	38
4.4.1. Malondialdehído (MDA).....	38
4.4.2. Flavonoides	38

4.4.3. Compuestos fenólicos	39
5. CONCLUSIONES	41
6. BIBLIOGRAFÍA	42

Índice de figuras

Figura 1. Evolución del censo de ganado porcino en España	3
Figura 2. Número de explotaciones de porcino en régimen intensivo	4
Figura 3. Evolución de las exportaciones.	4
Figura 4. Generación de purines 2010-2018 España	5
Figura 5. Eutrofización.....	11
Figura 6. Ciclo biogeoquímico del fósforo actualmente	14
Figura 7. Logo Proyecto Re-Live Waste.....	17
Figura 8. Esquema del proceso de transformación del purín en estruvita	20
Figura 9. Esquema tratamiento de purines en Murcia.	21
Figura 10. Esquema del pretratamiento de purines.	21
Figura 11. Depósitos para el almacenamiento del purín.	22
Figura 12. Tanque de reacción	23
Figura 13. Imagen tanque de reacción.....	23
Figura 14. Tanque de sedimentación/cristalización	24
Figura 15. Sacos de filtración	25
Figura 16. Imagen producto obtenido	26
Figura 17. Electroconductividad al final del experimento	31
Figura 18. pH al final del experimento	31
Figura 19. Crecimiento en altura del tallo en lechuga	32
Figura 20. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día en 10. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)	32
Figura 21. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día 20. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)	32
Figura 22. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día 30. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)	33
Figura 23. Altura del tallo en rábanos	33
Figura 24. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 10. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).	34
Figura 25. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 20. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).	34
Figura 26. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 30. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).	34
Figura 27. Diámetro del tallo en lechugas.....	35

Figura 28. Diámetro del tallo en rábano	35
Figura 29. Ratio Altura-Diámetro en lechuga.....	36
Figura 30. Ratio Altura - Diámetro en rábano.....	36
Figura 31. Número de hojas de lechuga	37
Figura 32. Número de hojas de rábano.....	37
Figura 33. Contenido de malondialdehído en lechugas y rábanos	38
Figura 34. Contenido de flavonoides en lechugas y rábanos.....	39
Figura 35. Contenido de compuestos fenólicos en lechuga y rábano	39

Índice de tablas

Tabla 1. Técnicas para la gestión de los purines	8
Tabla 2. Principales efectos medioambientales.....	10
Tabla 3. Características de la estruvita.....	15
Tabla 4. Beneficios y ventajas ganadero-agricultor..	17
Tabla 5. Diferentes pruebas y las cantidades de reactivos	24
Tabla 6. Composición de las sustancias de los distintos tratamientos	27
Tabla 7. Composición de los tratamientos.....	27
Tabla 8. Características de la estruvita obtenida y composición teórica de la estruvita pura	30

1. INTRODUCCIÓN

Las actividades pecuarias tienen un impacto significativo en prácticamente todas las esferas del medio ambiente, incluidos el cambio climático, el aire, la tierra y el suelo, el agua y la biodiversidad (Steinfeld *et al.*, 2009).

Para 2050, se espera que se duplique la producción mundial de animales de granja (creciendo más rápido que cualquier otro subsector agrícola), sobre todo en países en desarrollo (FAO 2006).

En la última década los países desarrollados han cambiado el sistema de producción ganadera pasando de pequeñas empresas familiares poco intensificadas a una producción intensiva y muy concentrada en determinadas áreas. Como consecuencia directa de este cambio, la producción de residuos ganaderos ha llegado a tal punto, que la tierra no tiene suficiente capacidad para absorberlos de forma natural.

Históricamente la ganadería extensiva ha utilizado el territorio de manera perdurable, los animales han desarrollado un papel fundamental en el ámbito agrario cerrando los ciclos de producción, aportando el estiércol necesario para el abonado, favoreciendo las rotaciones con cultivos forrajeros o praderas temporales y logrando, con todo ello, una mayor autosuficiencia de las explotaciones. Con el tiempo, la intensificación en la producción ganadera con la cría bajo condiciones artificiales y tecnología moderna para obtener el máximo beneficio en el menor tiempo posible ha acarreado graves problemas medioambientales motivados, principalmente, por la concentración masiva de animales en espacios muy reducidos. Además, la consiguiente acumulación de residuos y la excesiva aplicación de fitosanitarios y fertilizantes tiene una importante repercusión en el suelo y los cultivos que puede incluso poner en riesgo ciertos aspectos de la seguridad alimentaria (Agencia Extremeña de la Energía, 2010).

La producción ganadera intensiva está conectada con una serie de efectos ambientales adversos que incluyen descargas a suelos y aguas superficiales (nitrógeno, fósforo y metales) y emisiones a la atmósfera. Altos niveles de nitrógeno y fósforo en las aguas superficiales pueden provocar eutrofización, que implica un crecimiento excesivo de algas y puede conducir a un potencial de efectos adversos sobre la biodiversidad, así como para los usos antrópicos de estas aguas (Heij & Erisman, 1995, 1997).

El fósforo (P) y el nitrógeno son los nutrientes esenciales para el adecuado desarrollo de las plantas, no obstante, las deficiencias de uno de estos nutrientes limitan la productividad agrícola. Según estudios realizados por diversas fuentes institucionales estiman que el 90% de fósforo que se extrae se destina a la agricultura como fertilizante (Kataki *et al.*, 2016). Esto ha puesto en alarma a las entidades gubernamentales y no gubernamentales por el agotamiento de las reservas naturales de fósforo en los próximos 100 años cuya fuente no es renovable (Wang *et al.*, 2016).

El fósforo (P) es uno de los elementos más comunes de la Tierra y es esencial para todos los seres vivos ya que forma parte de estructuras químicas indispensables para la vida. El ciclo biogeoquímico del fósforo cuenta con procesos que ocurren a escala geológica, que hacen que el fósforo no sea renovable y su disponibilidad en la tierra sea finita, al menos en tiempos de

escala humana. Las pérdidas de fósforo de los sistemas agrícolas se deben fundamentalmente a la alta reactividad de este elemento y su facilidad para ser transportado a través de procesos de lixiviación y/o escorrentía a las aguas subterráneas y ecosistemas de aguas dulces.

El incremento de fósforo en suelos por el uso de fertilizantes en la agricultura intensiva ha alterado también la dinámica de ecosistemas naturales al afectar al crecimiento de especies vegetales y a la actividad microbiana. Por lo que el uso de grandes cantidades de fertilizantes representa una amenaza para la sostenibilidad de los ecosistemas, ya que la eutrofización y contaminación de aguas subterráneas conlleva la pérdida de hábitat, un aumento en la frecuencia y severidad de los afloramientos de algas nocivas, la hipoxia, la pérdida de agua potable y potencialmente la pérdida de biodiversidad (Marquet *et al.*, 2018).

Debido a la gran necesidad y los problemas relacionados con la crisis de fósforo en las fuentes de reserva natural, han surgido diversas investigaciones que sugieren una serie de alternativas para optimizar el uso de fertilizantes y el desarrollo de nuevas tecnologías integrales para la obtención de fósforo por medio de procesos de reciclado de residuos orgánicos procedentes de desechos urbanos, industriales y agrícolas (Pérez *et al.*, 2019).

Uno de los principales subproductos de la actividad ganadera son los purines o estiércoles, que contienen nutrientes esenciales para el desarrollo de las plantas. En particular, materia orgánica, nitrógeno, fósforo y potasio. Especialmente estos minerales son esenciales para una producción vegetal óptima y cada vez son más caros y difíciles de conseguir (MAPAMA, 2017).

Una de las soluciones de Economía Circular para reciclar los residuos procedentes de la ganadería intensiva (en este caso porcina) es la transformación de los purines en fertilizantes como es la estruvita.

La estruvita o MAP (fosfato de magnesio y amonio hexahidratado- $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) es un mineral que se encuentra de forma natural en sistemas geoquímicos y biológicos, que tiene baja solubilidad (0.2 g L⁻¹ en agua) y que contiene 5,7% de N y 12,6% de P. Está considerada como una fuente alternativa de sustitución de fertilizantes químicos, por su viabilidad económica y técnica para su obtención sin involucrar ningún impacto ambiental, ya que la principal fuente de obtención, de acuerdo con las investigaciones recabadas procede de los desechos de origen urbano, industrial y agrícola (Metson *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2016).

La obtención de estruvita a partir de purines para ser utilizada como fertilizante, así como la recuperación de fósforo, que es un recurso limitante y no renovable contribuye a la economía circular de la producción agrícola/ganadera. La economía circular puede paliar en una medida considerable las repercusiones negativas de la extracción y el uso de recursos en el medio ambiente y contribuir a restablecer la biodiversidad.

1.1. Sector porcino y generación de purines

El sector porcino en España se ha incrementado notablemente en los últimos años, siendo el cuarto país del mundo, por detrás de China, Estados Unidos y Alemania y el segundo en la Unión Europea con 21,8% de la producción, según los datos de 2020 (MAPAMA,2021).

La producción de carne de cerdo en España en 2019 se sitúa en 52,9 millones de animales sacrificados y unos 4,6 millones de toneladas de carne producidas. Es sobre todo en los últimos 5 años, donde se desarrolla el crecimiento del sector en España, por encima de la media europea. Así pues, en los últimos 5 años la producción de carne en la Unión Europea ha crecido un 2,6% y la producción de carne en España ha crecido un 20% en el mismo periodo (MAPAMA, 2019)., con lo que se puede comprobar el enorme crecimiento del sector (Figura 1).

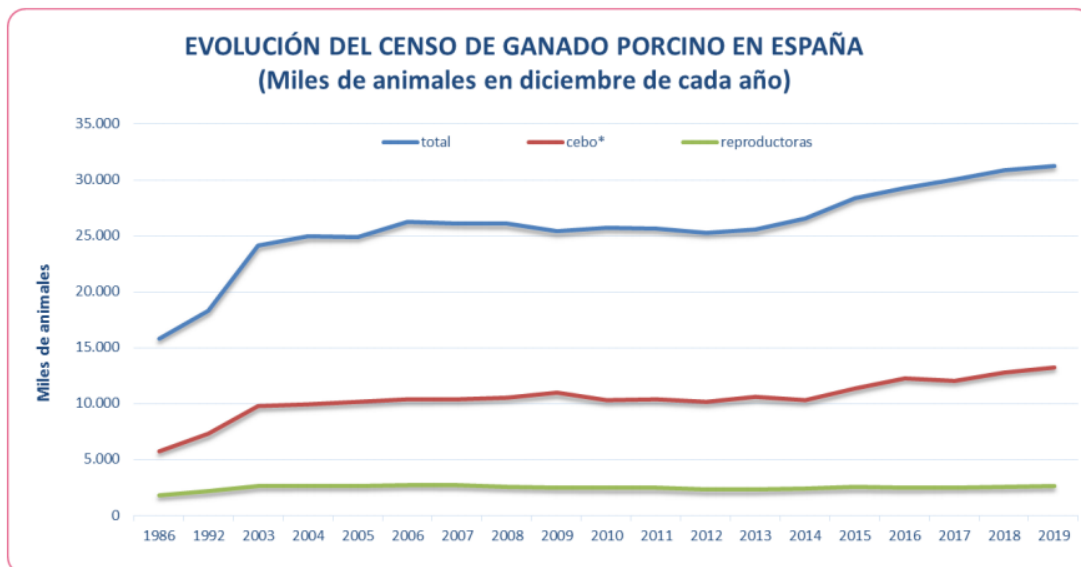


Figura 1. Evolución del censo de ganado porcino en España. Fuente: SG Análisis, Coordinación y Estadística (MAPAMA, 2019).

En el año 2020, el 79% de las explotaciones de porcino españolas corresponden a un régimen intensivo, frente al 21% que corresponden a un régimen extensivo. A pesar de estos datos, las explotaciones intensivas se han reducido en los últimos años, aunque ha aumentado el número de cabezas de porcino por explotación (Interporc, 2021), como se puede observar en el siguiente gráfico (Figura 2).



Figura 2. Número de explotaciones de porcino en régimen intensivo. Fuente: INTERPORC, 2021

Una de las causas del incremento de la producción de carne de cerdo es el aumento de las exportaciones que aumentaron un 29% durante 2019. Unos de los mayores mercados exteriores es China, donde los envíos aumentaron un 105% respecto a 2018. Además, también aumentaron las exportaciones a otros países como Italia (+7%), Japón (+11,4%), Hungría (12,9%) entre otros, como se ve en la Figura 3.

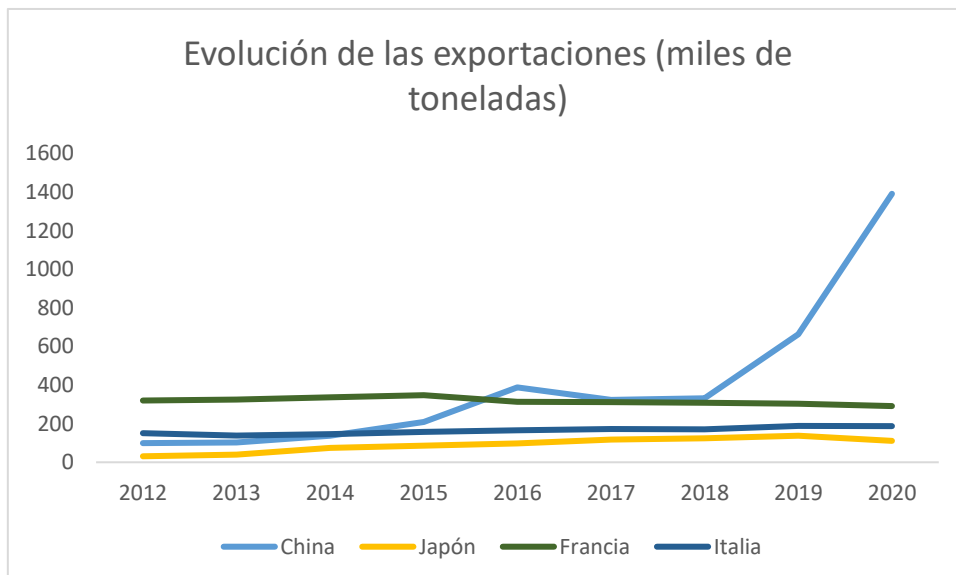


Figura 3. Evolución de las exportaciones. Fuente: INTERPORC, 2021

Este aumento de la productividad y además en un menor número de explotaciones conlleva un aumento de los residuos de forme más localizada y la problemática su gestión. Los purines de porcino suponen uno de los problemas ambientales más importantes del sector agropecuario, afectando tanto al cambio climático como a la calidad de las aguas y a la calidad del aire. Desde

los años 90, el sector ha crecido de forma casi continuada y las cifras de censo actuales están cercanas a duplicar las existentes en 1990 (Fundación nueva cultura del agua, 2019). A continuación, en la Figura 4 se muestra la tendencia de la generación de purines en España.

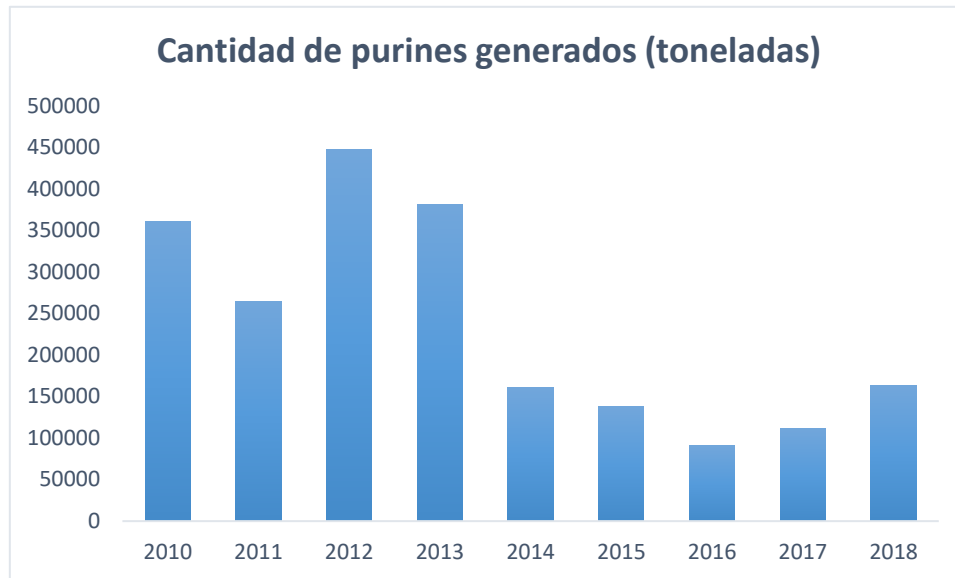


Figura 4. Generación de purines 2010-2018 España. Fuente: INE Serie 2010-2018.

1.2. Purines y su problemática ambiental

El purín es la mezcla de heces y orina del cerdo, junto con restos de alimentos y de los propios animales (pelos y descamaciones, etc.) así como de una pequeña proporción de restos de la cama o yacija, proveniente de la paridera (generalmente serrín o virutas de madera), y todo esto, mezclado con agua procedente de la limpieza de las instalaciones ganaderas, pérdidas de agua de los bebederos, e incluso con agua procedente de las precipitaciones meteorológicas, en la mayoría de las explotaciones porcinas (Lobera et al., 1998).

Los purines de explotaciones porcinas son residuos con un contenido elevado de agua (alrededor del 90%), un contenido en materia orgánica entre un 50 y un 75% sobre materia seca, con alto contenido de nitrógeno total (2-4 g/kg), concentración de fósforo (0,7-1 g/kg), magnesio (0,2-0,3 g/kg) y potasio (0,9-1,4 g/kg) elevada y contenido apreciable de metales como cobre, manganeso y zinc (Gómez Garrido, 2014).

La composición de los purines de cerdo puede ser muy heterogénea, dependiendo de los siguientes factores:

- La proporción de heces en el purín. La orina es generalmente baja en fósforo y alta en potasio. El nitrógeno se excreta a partes iguales en orina y heces.
- La edad y el tipo de animal.
- La dieta o naturaleza de su alimentación, tipo de pienso, riqueza en proteínas del pienso, consumo de agua, etc. Se considera que más del 80% de los nutrientes ingeridos por los animales en su alimentación son excretados por orina y heces.

- Tipo de instalaciones y de manejo: sistemas de limpieza, consumo de agua en la limpieza, etc.
- Tipo de duración del almacenaje de los purines: hay que tener en cuenta que, a mayor tiempo de almacenaje, hay un aumento del contenido mineral debido a la fermentación de la fracción orgánica biodegradable de los purines.

La práctica habitual para la gestión de purines es la utilización agronómica de los purines. Esta técnica trata de la aplicación directa del purín sin ningún tipo de tratamiento para la fertilización de las tierras próximas a las explotaciones. Es aplicable en explotaciones que dispongan de suficiente superficie agrícola y además en regiones donde no exista una limitación por exceso de nitrógeno y fósforo en sus suelos (zonas no vulnerables a la contaminación de nitratos) (MAPAMA,2015).

El empleo de purín sustituyendo y/o complementando al fertilizante mineral es recomendable siempre y cuando se emplee de forma agronómicamente correcta. Aporta nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), aumenta la cantidad de microorganismos beneficiosos y de materia orgánica en el suelo. Sin embargo, los riesgos ambientales asociados a un manejo inadecuado pueden ser:

- Emisión de amoníaco y gases de efecto invernadero.
- Contaminación del agua (eutrofización nitratos y/o fosfatos).
- Acidificación – volatilización de amoníaco.
- Contaminación de suelos (acumulación de fósforo y metales pesados y salinización en regiones semi-áridas).
- Emisión de malos olores.
- Riesgos sanitarios.

Cuando la superficie agrícola con que cuenta la explotación ganadera resulta insuficiente para realizar una correcta gestión agronómica de los purines, puede ser necesario el uso de algún sistema o tecnología de tratamiento del purín.

En el tratamiento de purines, existen dos planteamientos:

- **Tratamientos integrales:** pretenden alcanzar las normas de vertido a cauce en el efluente tratado o bien evaporar completamente la fracción líquida del purín.
- **Tratamientos intermedios:** cuyos objetivos son, reducir la carga, cambiar las características del purín, para adecuar su composición y volumen a la superficie agraria de que dispone el ganadero, o reducir molestias por los malos olores.

El tratamiento de purín o estiércol normalmente no comprende una sola técnica, sino una secuencia de diferentes acciones. En la Tabla 1 se muestran diversos métodos de gestión:

Métodos		Diagrama	Método	Diagrama
Separación de fases sólido/líquido	Coagulación-floculación		Separación por rejilla	
	Separación por prensa de tornillo		Separación por tamizado	
	Separación por filtro prensa		Separación por centrifugación	
	Separación por filtro de tambor		Separación por decantación natural	
Aditivos y otros pretratamientos	Acidificación del purín líquido			
Tratamientos anaeróbicos	Digestión anaerobia mesofílica/termofílica			
Tratamiento de la fracción sólida	Compostaje			

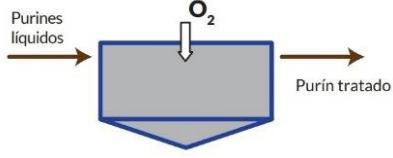
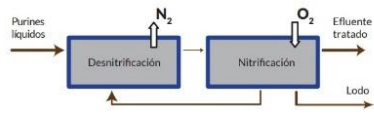
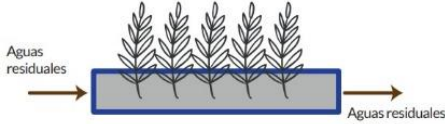
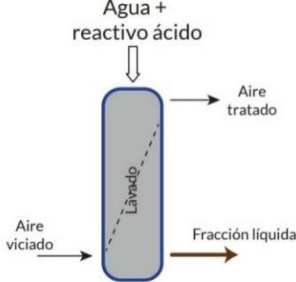
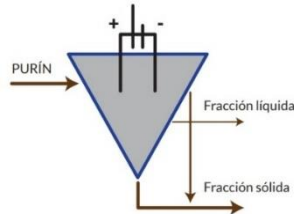
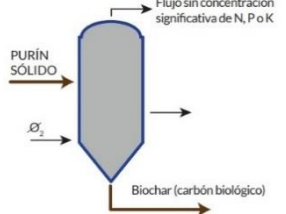
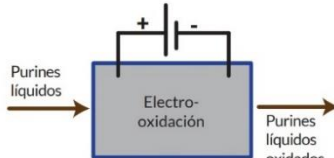
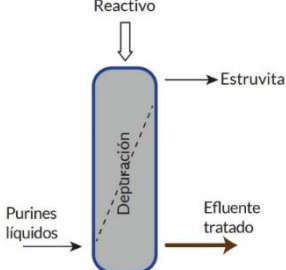
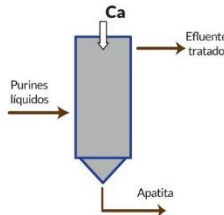
Tratamiento de la fracción líquida	Digestión aerobia (aireación)		Nitrificación parcial-desnitrificación autotrófica ANAMMOX	
	Construcción humedales artificiales			
Limpieza del aire	Lavado del aire			
Técnicas emergentes	Electrocoagulación		Pirólisis	
	Electro-Oxidación		Precipitación de estruvita	
	Precipitación de fosfato cálcico			

Tabla 1. Técnicas para la gestión de los purines. Fuente: Evaluación de técnicas de gestión de deyecciones en ganadería. (MAPAMA, 2015)

1.2.1. Principales contaminantes

Los principales efectos medioambientales ligados a las explotaciones ganaderas intensivas están relacionados con la producción de estiércoles y purines, debido a que, si bien son productos que inicialmente no contienen compuestos de alto riesgo medioambiental, la producción y acumulación de los mismos en grandes volúmenes puede plantear problemas de gestión. En consecuencia, los problemas medioambientales que puedan derivarse de la utilización de purines y estiércoles están más ligados al volumen generado y a su gestión posterior, que a características intrínsecas de los mismos. Esto implica que las soluciones ambientales no deberán ser de carácter general, sino que, por el contrario, han de ser estudiadas y elaboradas específicamente para cada zona de acuerdo con sus condiciones ambientales y de producción (MAPAMA, 2017).

Según Coma y Bonet (2004) la problemática medioambiental de la producción ganadera en general y del sector porcino en particular es debida a que:

- La explotación ganadera se ha desligado de la explotación agrícola. Por tanto, en zonas de alta producción intensiva, existen numerosas explotaciones ganaderas sin una base territorial suficiente para reutilizar los purines generados.
- El censo porcino ha aumentado notablemente durante los últimos años, mientras que la superficie agraria útil ha ido disminuyendo por distintos motivos como el crecimiento urbanístico y de la infraestructura o el abandono de tierras marginales.
- La dimensión media de las explotaciones ganaderas ha aumentado notablemente.

Los principales efectos medioambientales que pueden originarse son los siguientes. Se detalla con mayor precisión su origen y sus consecuencias en la Tabla 2.

- Contaminación difusa de aguas subterráneas por nitratos, sobre todo ligado a prácticas agrícolas incorrectas.
- Eutrofización de aguas subterráneas superficiales.
- Acidificación producida por amoníaco.
- Contribución al efecto invernadero producido por metano, óxido nitroso y en menor medida dióxido de carbono.
- Problemas locales por el olor, el ruido y el polvo.
- Dispersión de metales pesados (cobre y zinc) y pesticidas.

Sin embargo, el riesgo principal de contaminación se produce como consecuencia de la aplicación inadecuada de los purines o estiércoles al campo, pudiendo emitirse potenciales contaminantes del suelo y de las aguas superficiales y subterráneas como son el nitrógeno, fósforo o metales pesados (cobre y zinc, especialmente en purines porcinos), microorganismos patógenos y restos de medicamentos veterinarios que pueden terminar en los purines y cuyos efectos negativos pueden producirse a largo plazo. Aunque hay que destacar que la fertilización del campo directamente con purines o estiércoles o con fracciones derivadas de su procesado

es una buena práctica agrícola que, llevada a cabo correctamente, disminuye los potenciales efectos secundarios de la fertilización (Guía de mejores técnicas disponibles del sector porcino, 2010).

Contaminación	Descripción
Contaminación difusa de aguas subterráneas por nitratos	Se origina por los vertidos de deyecciones de ganadería intensiva. Esta contaminación se ve favorecida, a su vez, por falta o insuficiencia de la impermeabilización de las instalaciones, aplicación en terrenos permeables, que favorecen su infiltración, aplicación continuada sobre un mismo terreno y su aplicación en grandes volúmenes sobre pequeñas superficies.
Acidificación	La emisión de amoníaco contribuye de forma significativa a la acidificación del suelo y agua.
Olores	Las emisiones odoríferas proceden principalmente de la descomposición de estiércoles y purines, así como de los propios animales y en menor medida, de las operaciones de manejo y fabricación del pienso
Polvo	El polvo se puede generar del pienso, de descamaciones epidérmicas, heces desecadas, cama de los animales y productos resultantes de la acción microbiana sobre heces y pienso
Contribución al efecto invernadero	El metano (CH ₄) y el óxido nitroso (N ₂ O) son los gases más importantes en la producción ganadera. En la producción ganadera también se producen otros gases de efecto invernadero, como es el CO ₂ proveniente de la respiración de los animales dentro de los alojamientos.
Dispersión metales pesados	Cuando se aplica purín o estiércol al suelo como fertilizante, los metales pesados presentes en ellos suponen un riesgo potencial debido a su carácter acumulativo en el medio. Pueden causar daños tanto sobre los microorganismos del suelo, alterando los procesos naturales en que intervienen, como sobre las plantas, con efectos de fitotoxicidad.

Tabla 2. Principales efectos medioambientales (Coma & Bonet, 2004)

1.2.1.1. Eutrofización

El término eutrofización designa el proceso que presentan algunos sistemas acuáticos por el aumento del aporte de fósforo y nitrógeno, que se manifiesta en una intensa proliferación y acumulación excesiva de microalgas (fitoplancton) y plantas superiores (Ryding & Rast, 1992). Esto da lugar a un desequilibrio de la productividad primaria y secundaria como resultado del enriquecimiento de nutrientes a través de escorrentías que transportan el exceso de fertilizantes de los agroecosistemas (Khan & Ansari, 2005).

La eutrofización causa la proliferación del fitoplancton debido a una mayor abundancia de nutrientes. En consecuencia, se produce un aumento de la biomasa, seguido por cambios en las especies dominantes y una disminución de la biodiversidad. El aumento de la carga de nutrientes determina una mayor biomasa de fitoplancton en el sistema que se traduce una modificación

de la transparencia y coloración del agua. En la Figura 5 se puede observar un esquema simplificado del proceso de eutrofización.

Por otra parte, la excesiva generación de materia orgánica supera la capacidad de degradación del sistema, determinando su acumulación en el sedimento. Este hecho condiciona la distribución de la concentración de oxígeno disuelto en la columna de agua. El aumento de la productividad promueve diferencias verticales en la concentración de oxígeno, registrándose valores elevados en la superficie, debido a la actividad fotosintética del fitoplancton y valores cercanos a cero en el fondo como resultado de la degradación de la materia orgánica (Wetzel, 2001). El balance entre fotosíntesis y respiración en períodos de intensa actividad fotosintética genera cambios diarios de oxígeno, con valores de sobresaturación durante el día y déficit durante la noche. Cuando esto ocurre, el intercambio gaseoso entre la columna de agua y la atmósfera se ve limitado, registrándose condiciones de hipoxia (valores bajos de oxígeno disuelto) o anoxia (ausencia de oxígeno disuelto) en toda la columna de agua. A consecuencia de estos eventos de anoxia se produce la muerte por asfixia de poblaciones enteras de peces, así como el desequilibrio químico de lagos y ríos. La combinación de procesos de eutrofización y anoxia da lugar a lo que se conoce como zonas muertas (Marquet *et al.*, 2018).

El déficit de oxígeno contribuye al predominio de la descomposición anaeróbica que genera gases sulfídrico o metano, lo que se traduce en problemas de olor y sabor en el agua (Mazzeo *et al.*, 2002). La generación de malos olores, sabor desagradable, cambios en la coloración provocan una pérdida general de la calidad del agua, la cual interfiere con los usos recreacionales, la obtención de agua potable y la generación de energía eléctrica entre otros (Gorga *et al.*, 2002).

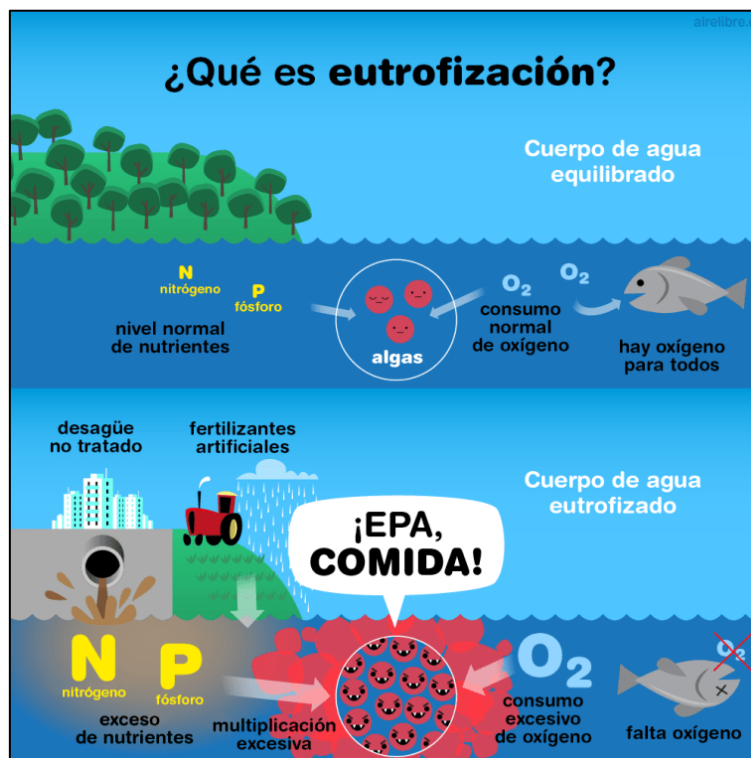


Figura 5. Eutrofización. Fuente: www.airelibre.cl

La eutrofización del agua puede acelerarse en gran medida por las actividades humanas que aumentan la tasa de entrada de nutrientes en un cuerpo de agua, debido a la rápida industrialización e intensificación de la producción agrícola.

El nitrógeno y el fósforo se asocian usualmente con la eutrofización acelerada de las aguas superficiales (Correll, 1999; Zhang *et al.*, 2003). Sin embargo, el fósforo a menudo es el factor limitante para el desarrollo de algas verde-azuladas, que son capaces de utilizar el N₂ atmosférico. De esta forma, el manejo del fósforo se considera una estrategia clave en la limitación de la eutrofización de las aguas superficiales proveniente de fuentes agrícolas (Mainstone & Parr, 2002; Daniel *et al.*, 1994).

El fósforo se utiliza ampliamente en fertilizantes y otros productos químicos y comúnmente se acumula en altas concentraciones en cuerpos de agua cercanos a zonas de usos agrícolas y ganaderos. La forma orgánica del fósforo se descompone por bacterias en el fondo de las masas de agua eutróficas y se convierte en forma inorgánica que se difunde fácilmente hacia arriba a la zona fótica (zona del agua donde penetra la luz). La forma inorgánica de fósforo es reciclada de nuevo por la flora acuática a través de la absorción, fotofosforilación, crecimiento, muerte y descomposición (Khan & Ansari, 2005).

1.3. El fósforo

El fósforo (P) es un elemento esencial para la vida, siendo fundamental en el metabolismo de los organismos. Además de participar en innumerables rutas metabólicas, el fósforo es un componente de las moléculas esenciales de la célula, tales como los fosfolípidos, ARN, ADN y del principal cofactor nucleotídico (ATP), requerido para la transferencia de energía y catálisis celular (White & Metcalf, 2007). Está ampliamente extendido en la superficie de la tierra, en los sedimentos y rocas sedimentarias, el suelo, el agua y los seres vivos, aunque al no tener una forma gaseosa bajo las condiciones que existen en la Tierra, no se encuentra en la atmósfera (Roy-Poirier, 2009). Proviene de las apatitas y depósitos de fosfato natural de donde es liberado a través de procesos de meteorización, lixiviación, erosión y extracción industrial como fertilizante. El fosfato liberado paulatinamente de las apatitas lo absorben las plantas y la biomasa microbiana, luego se incorpora en la materia orgánica de los suelos y sedimentos, y nuevamente se deposita en formas minerales poco solubles (Rincón & Guitiérrez, 2012).

En el ciclo del fósforo, dicho elemento circula desde tierra a los sedimentos marinos y de nuevo a tierra de la siguiente forma: al correr agua sobre rocas que contienen fósforo, erosionan gradualmente la superficie y arrastra moléculas de fosfato inorgánico (PO₄³⁻). La erosión de rocas fosfatadas libera fosfato en el suelo, de donde es captado por las raíces de las plantas en forma de fosfato inorgánico. Una vez en las células vegetales, el fosfato es incorporado en una variedad de moléculas biológicas, incluyendo ácidos nucleicos, ATP y los fosfolípidos que constituyen las membranas celulares. Los animales obtienen de su alimento la mayor parte del fósforo que requieren. El fosfato liberado por los descomponedores pasa a formar parte del depósito de fosfato inorgánico en el suelo que las plantas reutilizan. De este modo, el fósforo se mueve por la red trófica a medida que un organismo consume a otro.

El fósforo circula por los ecosistemas acuáticos de modo muy parecido a como lo hace en los ecosistemas terrestres. El fosfato disuelto entra en los ecosistemas acuáticos a través de la absorción por algas y plantas, que son consumidas por el zooplacton y organismos superiores.

A su vez diversos peces y moluscos comen zooplacton. Finalmente, los descomponedores (que degradan desechos y organismos muertos) liberan fosfato inorgánico en el agua, el cual queda disponible para ser utilizado por productores acuáticos una vez más (Mader, 2004).

Este sería el ciclo natural del fósforo antes de la industrialización, pero las acciones humanas han provocado la ruptura del ciclo. El ciclo biogeoquímico ha sido transformado principalmente por la extracción industrializada de minerales de fósforo, el uso masivo de fertilizantes en la agricultura intensiva y la falta de reciclaje de residuos orgánicos. Las pérdidas de fósforo de los sistemas agrícolas se deben fundamentalmente a la alta reactividad de este elemento y su facilidad para ser transportado a través de procesos de lixiviación y/o escorrentía a las aguas subterráneas y ecosistemas dulceacuícolas. Las pérdidas en forma de fosfato a través de ríos o sistemas acuáticos tienen importantes consecuencias ecológicas negativas en ecosistemas en donde el P se encuentra de manera natural en niveles muy bajos (ej. ecosistemas dulceacuícolas, lagos) (Marquet *et al.*, 2018). A continuación, en la Figura 6 se puede observar el ciclo biogeoquímico del fósforo.

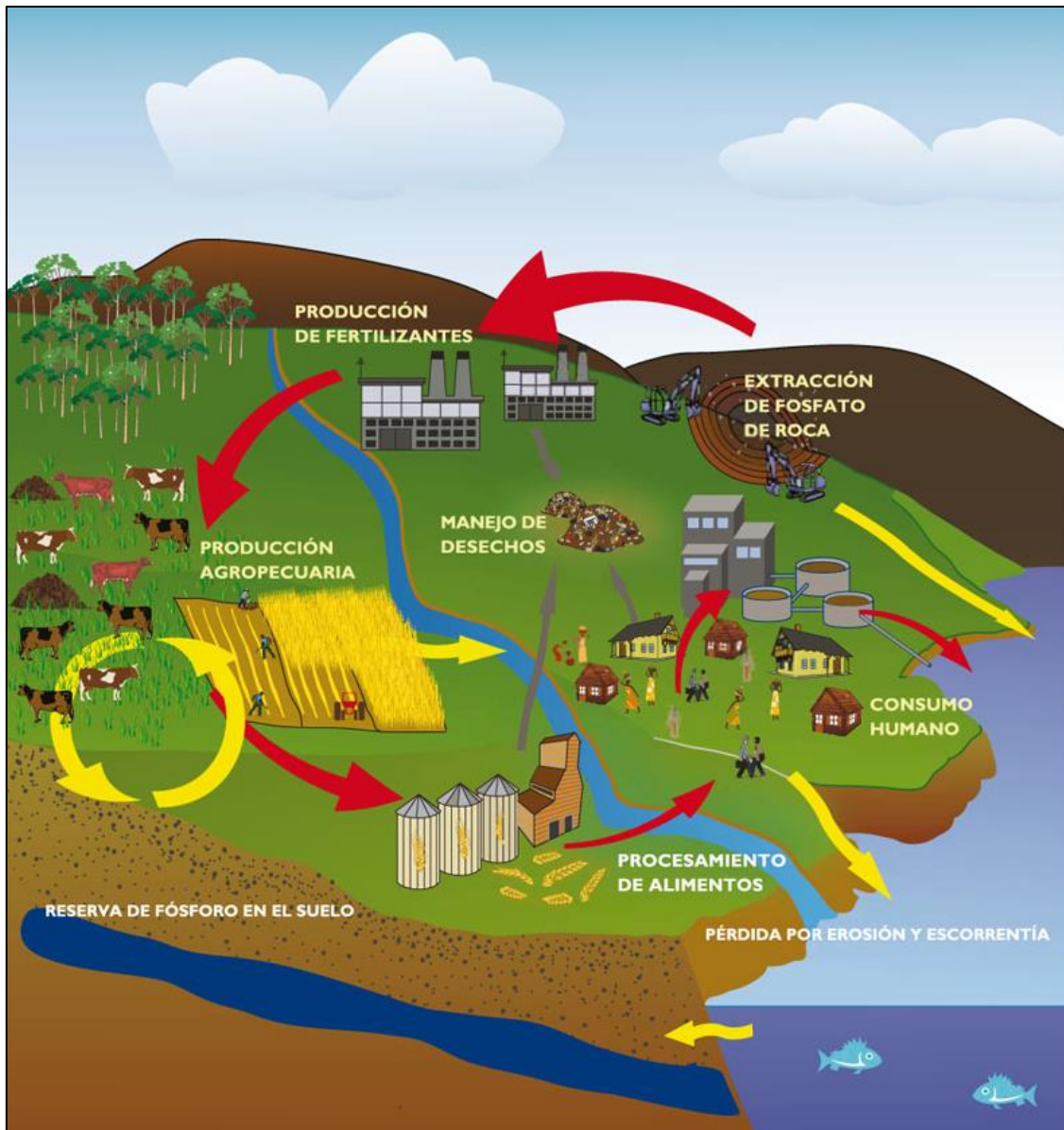
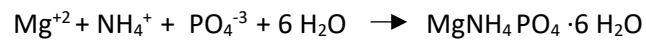


Figura 6. Ciclo biogeoquímico del fósforo actualmente. Fuente: UNEP

1.4. Calidad y composición de la estruvita

La estruvita o MAP (fosfato de magnesio y amonio hexahidratado- $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) es una sustancia cristalina blanca que consta de magnesio, amonio y fósforo (en concentraciones molares iguales), de liberación lenta (poco soluble en agua) que es muy valiosa como fertilizante (Luján-Facundo *et al.*, 2019). Es un compuesto que se puede encontrar de forma natural en sistemas geoquímicos y biológicos además se puede obtener de diversas fuentes de reciclaje de residuos orgánicos (desechos urbanos, industriales y agrícolas) (Metson *et al.*, 2016; Wang *et al.*, 2016) y contiene una cantidad considerable de fósforo.

La principal reacción a partir de la que se forma estruvita es la siguiente:



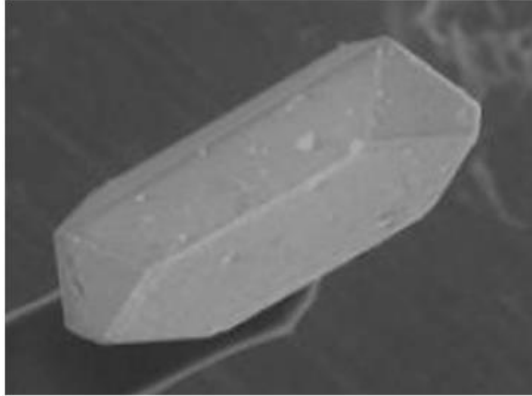
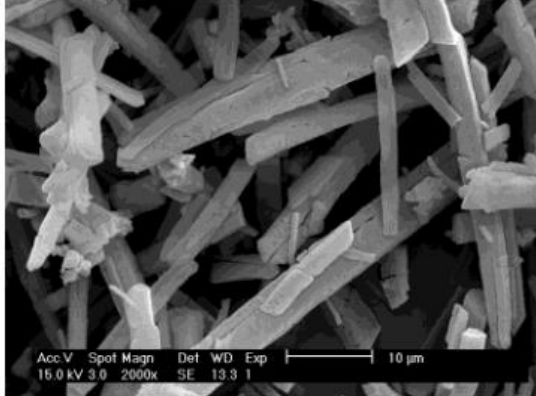
Características	
Naturaleza	Sal mineral
Nombre químico	Fosfato de magnesio y amonio hexahidratado
Fórmula	$\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$
Estructura	Ortorrómbico
	
Dunn <i>et al.</i> (2004)	Le Corre <i>et al.</i> (2007a)
Peso molecular	245,43 g.mol ⁻¹
Densidad	1,711 g.cm ⁻³
Constante de solubilidad	10 ^{-13,26}

Tabla 3. Características de la estruvita. Fuente: Le Corre *et al.*, 2009.

La estruvita tiene un alto uso potencial como fertilizante, es una fuente muy eficaz de nitrógeno, magnesio y fósforo y es un N-P de liberación lenta. (Taddeo *et al.*, 2016). Es una fuente alternativa de fosfato de roca, que va a ir tomando cada vez más importancia en el futuro teniendo en cuenta el descenso en las fuentes de apatita (Shu *et al.*, 2006).

La formación de cristales de estruvita es un proceso complejo, en el que intervienen muchas condiciones y variables, como el pH y la temperatura que afectan notablemente a su solubilidad, las condiciones de agitación, el inicio en la nucleación de los cristales, el proceso de transferencia de masa entre la fase líquida y la superficie de los cristales, la estabilidad mecánica de los cristales, y por supuesto, la cinética de cristalización (Ronteltap *et al.*, 2010).

La precipitación de la estruvita se puede separar en dos etapas:

Nucleación

La nucleación es la primera etapa y se produce cuando los iones se combinan para formar embriones de cristal. La formación de cristales generalmente ocurre espontáneamente

(nucleación homogénea) pero también puede ser causada por la presencia de impurezas sólidas en suspensión (nucleación heterogénea). El tiempo necesario para que se produzca la nucleación se denomina tiempo de inducción. El pH y la temperatura influyen en el tiempo de inducción: el aumento de pH y de la temperatura suponen una reducción en el mismo (Doyle & Parsons, 2002).

La nucleación ocurre cuando los iones Mg^{2+} , NH_4^+ y PO_4^{3-} disueltos en una solución acuosa entran en contacto entre sí, combinándose para formar embriones cristal. Estos cristales se agrupan y crecen por acumulación cuando el pH es favorable, y luego, entran en contacto rápidamente entre sí para formar un núcleo más grande de cristales en una nueva fase (Mullin, 2001).

Crecimiento de cristales

El crecimiento de cristales es la segunda etapa y no finaliza hasta que se alcanza el equilibrio. Las principales variables que controlan el crecimiento de los cristales de estruvita, y por tanto su precipitación, son el pH, el grado de sobresaturación, la temperatura y la presencia de otros iones en la solución (Bouropoulos & Koutsoukos, 2000), y se detiene cuando las concentraciones de los iones de magnesio, amonio y fosfato (producto iónico) igualan el producto de solubilidad.

Dos de los parámetros más relevantes son:

pH

El pH con el cual la estruvita puede precipitarse es uno de los principales factores que influyen en el proceso de cristalización, ya que está vinculado a la noción de solubilidad y sobresaturación (Neethling & Benisch, 2004). La tasa óptima para la precipitación de estruvita se encuentra en el rango de 8,5 a 9,5 (Bouropoulos & Koutsoukos, 2000). A medida que se precipita la estruvita, desencadena una liberación de protones, reduciendo así el pH. La tasa de disminución del pH refleja la velocidad a la que la estruvita se están formando y puede influir en la calidad de los cristales formados. Por tanto, se puede utilizar como indicador de nucleación de estruvita (Bouropoulos & Koutsoukos, 2000; Kabdaşlı *et al.*, 2004; Le Corre *et al.*, 2005). El pH también afecta a la tasa de crecimiento de la estruvita. Según Ohlinger *et al.* (1999), un aumento en el pH causa un aumento de la sobresaturación y un aumento de la tasa de crecimiento. Finalmente, también puede afectar a las características de los cristales (Matynia *et al.*, 2006).

Temperatura

Aunque la temperatura tiene un impacto menor en la precipitación de estruvita que otros parámetros como el pH y la sobresaturación (Rivas *et al.*, 2011), puede afectar la solubilidad de la estruvita y la morfología de los cristales. También se sabe que la temperatura afecta el crecimiento de los cristales, ya que afecta las tasas relativas de difusión e integración superficial. Además, la tasa de crecimiento de cristales a menudo aumenta a altas temperaturas, y puede afectar la forma y el tipo del tamaño del cristal (Boistelle *et al.*, 1983).

1.5. Proyecto Re-live Waste

Re-live Waste es un proyecto financiado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional, dentro del marco del programa transnacional Interreg-MED en la línea Green Growth. El proyecto se centra en el desarrollo de una tecnología para procesar desechos animales y recuperar nutrientes, para su reutilización en la agricultura, en particular, en zonas vulnerables a los nitratos. El proyecto se ha desarrollado en tres plantas piloto de producción de estruvita (Italia, España y Bosnia-Herzegovina) y ha mejorado una cuarta existente (Chipre). La tecnología, por tanto, está ajustada para adaptarse a las condiciones reales de granjas ganaderas de toda la zona del Mediterráneo.



Figura 7. Logo Proyecto Re-Live Waste

Las regiones involucradas en el proyecto se caracterizan por una ganadería intensiva de ganado vacuno y porcino, que produce grandes cantidades de desechos que representan una importante fuente de contaminación, un desafío ambiental para la sociedad y un problema económico para las explotaciones.

Se propone para ello una tecnología donde a partir de estiércol/purín se genera estruvita, un fertilizante con valor en el mercado, rico en fósforo (P), nitrógeno (N) y magnesio (Mg).

Las principales ventajas para el ganadero-agricultor en la valorización del purín como fertilizante son:

	Ventajas	Beneficio
Ganadero	Dan salida a los purines generados	Resuelve su problema de gestión de purín sin coste alguno
Agricultor	El purín aporta nutrientes para las plantas y materia orgánica para los suelos	Se produce un ahorro en el gasto de fertilizantes

Tabla 4. Beneficios y ventajas ganadero-agricultor. Fuente: MAPAMA, 2015.

Por lo tanto, los objetivos del proyecto son:

- Transferir la tecnología en una escala de explotación y demostrar su viabilidad en granjas reales.
- Reducir el impacto ambiental que tiene un mal uso de los purines en el medio ambiente.

- Producir un fertilizante estable, rentable y con valor comercial.
- Ajustar el proceso y todas sus variables para hacerlo más competitivo.

Uno de los aspectos más importantes dentro de los objetivos del proyecto, además del estudio de la producción de estruvita es el estudio de los beneficios agronómicos de la estruvita que se producida.

El proyecto se ejecuta en España, donde la Fundación Global Nature trabaja con granjas porcinas en colaboración con otros socios como La Unió y ALIA. La planta piloto se encuentra ubicada en la localidad de Segorbe (Castellón) en las instalaciones del CITA (Centro de Investigación y Tecnología Animal de la Generalitat Valenciana).

2. OBJETIVOS

El objetivo principal del presente trabajo es el estudio del uso de la estruvita como fertilizante y la respuesta agronómica de los cultivos ante su aplicación. La finalidad es poder utilizar este residuo del sector ganadero, obteniendo beneficios directos como son reducir el impacto ambiental derivado de los residuos y además aportarle un valor económico, con lo que se consigue un buen ejemplo de economía circular.

Los objetivos específicos son:

- a) Estudiar la precipitación de estruvita y los procesos que la llevan a cabo en la planta piloto.
- b) Estudio de un ensayo agronómico con estruvita como fertilizante en distintas especies de lechuga (*Lactuca sativa L.*) y rábano (*Raphanus sativus L.*)
- c) Análisis físico-químico del sustrato: electroconductividad y pH.
- d) Análisis de los parámetros de crecimiento: altura del tallo, diámetro del tallo, relación altura-diámetro del tallo y número de hojas.
- e) Análisis del estrés oxidativo mediante los marcadores: MDA, fenoles y flavonoides

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Planta piloto. Funcionamiento y procesos

El proyecto consiste en la realización de pruebas experimentales para la obtención de estruvita a partir del estiércol de cerdo producido en las granjas del CITA (Centro de Investigación y Tecnología Animal) así como del producido en una granja de Murcia de uno de los socios del proyecto (ALIA). Se trata de dos ciclos de pruebas, con estruvita proveniente de diferentes lugares. El funcionamiento de la planta es la siguiente (Figura 8):

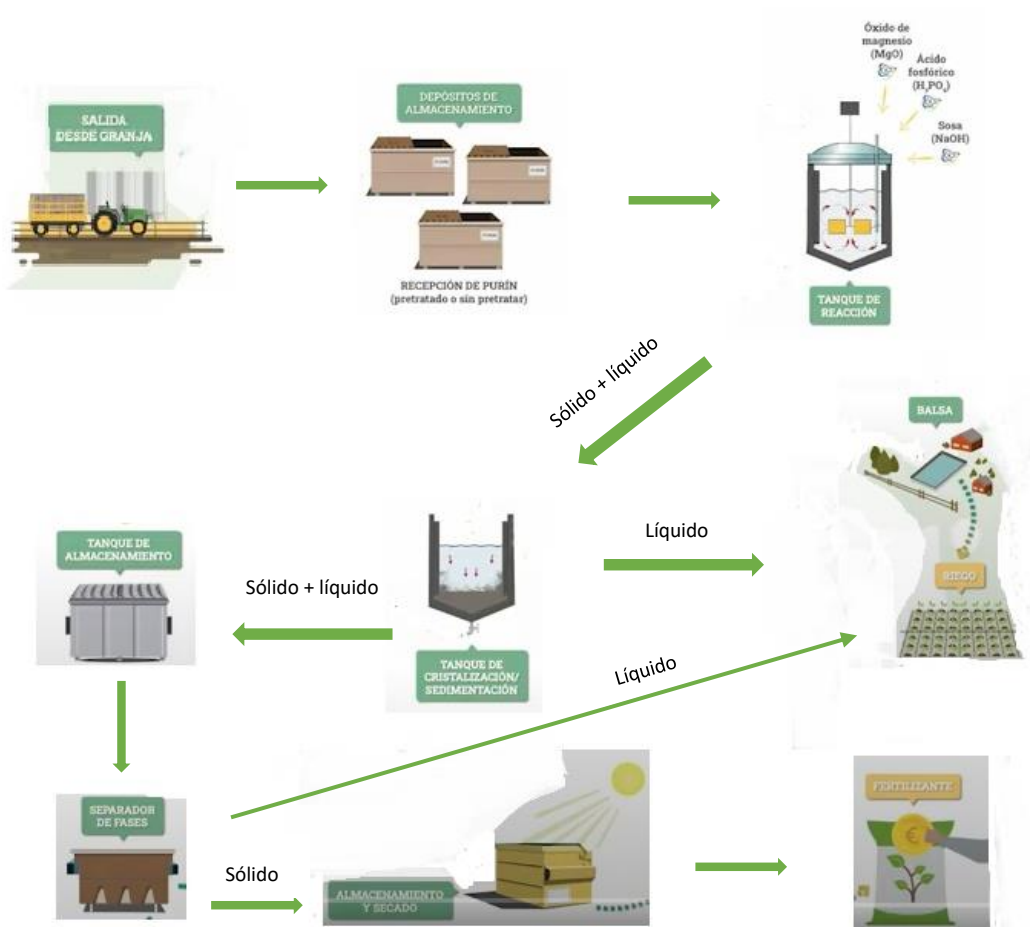


Figura 8. Esquema del proceso de transformación del purín en estruvita. Fuente: Fundación Global Nature

1. Pretratamiento y salida del purín desde la explotación ganadera

El purín se obtiene en la explotación ganadera de Murcia y se le aplica un pretratamiento, antes de llevarlo a la planta piloto de Segorbe, que consiste en un separador líquido-sólido. Este pretratamiento se lleva a cabo en la propia explotación ganadera. Se ejecuta mediante una combinación de separación por fases, con balsas de aireación-decantación y humedal artificial. En las Figuras 9 y 10 se muestra el esquema del pretratamiento.



Figura 9. Esquema tratamiento de purines en Murcia. Fuente: MAPAMA, 2015.

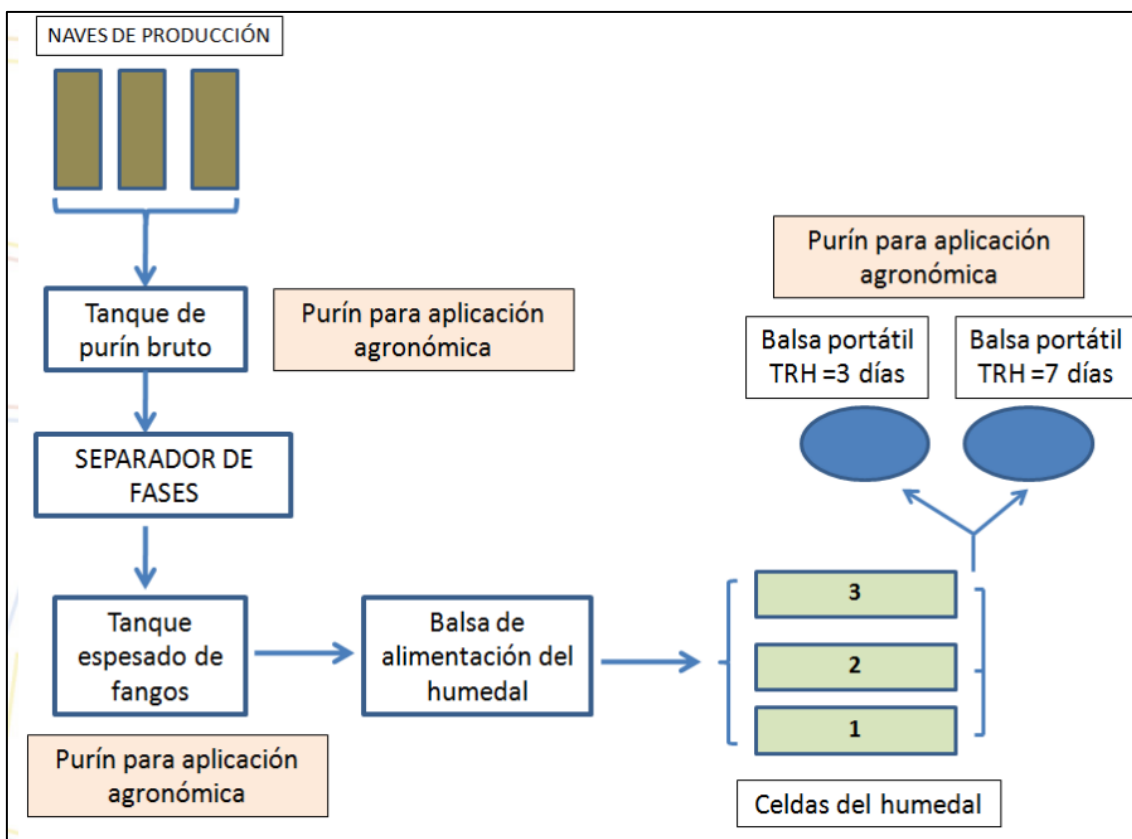


Figura 10. Esquema del pretratamiento de purines. Fuente: MAPAMA, 2015.

Posteriormente, el purín pre-tratado se transporta al CITA en camiones cisterna (como los que transportan aguas residuales).

2. Recepción del purín en la planta

Se recibe el purín en la planta del CITA de Segorbe y se almacena en 10 depósitos con capacidad de 1.000 litros cada uno. Los depósitos se cierran herméticamente por bioseguridad, ya que el centro tiene en sus instalaciones animales. En la Figura 11 se muestra una imagen de los depósitos de almacenamiento.



Figura 11. Depósitos para el almacenamiento del purín. Fuente: Fundación Global Nature

3. Incorporación del purín en el tanque de reacción

Se incorpora el purín al tanque de reacción, donde se pretende el agitado del contenido y su homogeneización. Esta acción se realiza mediante un mezclador sumergible de eje vertical que está equipado con un motor eléctrico. Este método se basa en la precipitación de estruvita a partir de la adición de una fuente externa de Mg. Las variables a controlar son el tipo de sal de Mg que se elige, el método de ajuste del pH y el pH. El pH puede ajustarse para crear las condiciones alcalinas necesarias para la precipitación de estruvita utilizando NaOH, que es el más utilizado (Bouropoulos & Koutsoukos, 2000).

Una vez incorporado el purín, se empieza a agitar y se van incorporando a través de las bombas inyectoras las siguientes sustancias:

- Óxido de magnesio (MgO) al 50%: Este producto se obtiene de una empresa cercana a la planta del CITA. Se trata de un subproducto de su fabricación.
- Ácido fosfórico (H_3PO_4). En ocasiones es necesario la adición de productos químicos para el ajuste del taponamiento del pH, como sales de magnesio y a veces sales de NH_4^+ o fósforo, para lograr la precipitación de estruvita.
- Sosa (NaOH)

A continuación, en las Figuras 12 y 13 se muestra el esquema del tanque de reacción, así como una imagen.

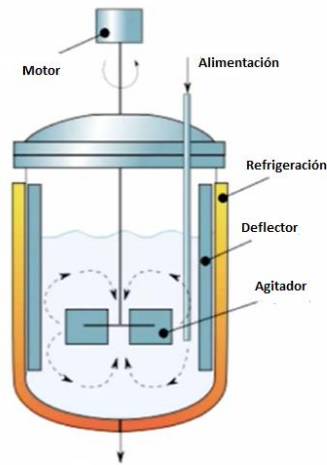


Figura 12. Tanque de reacción. Fuente: www.wikipedia.org

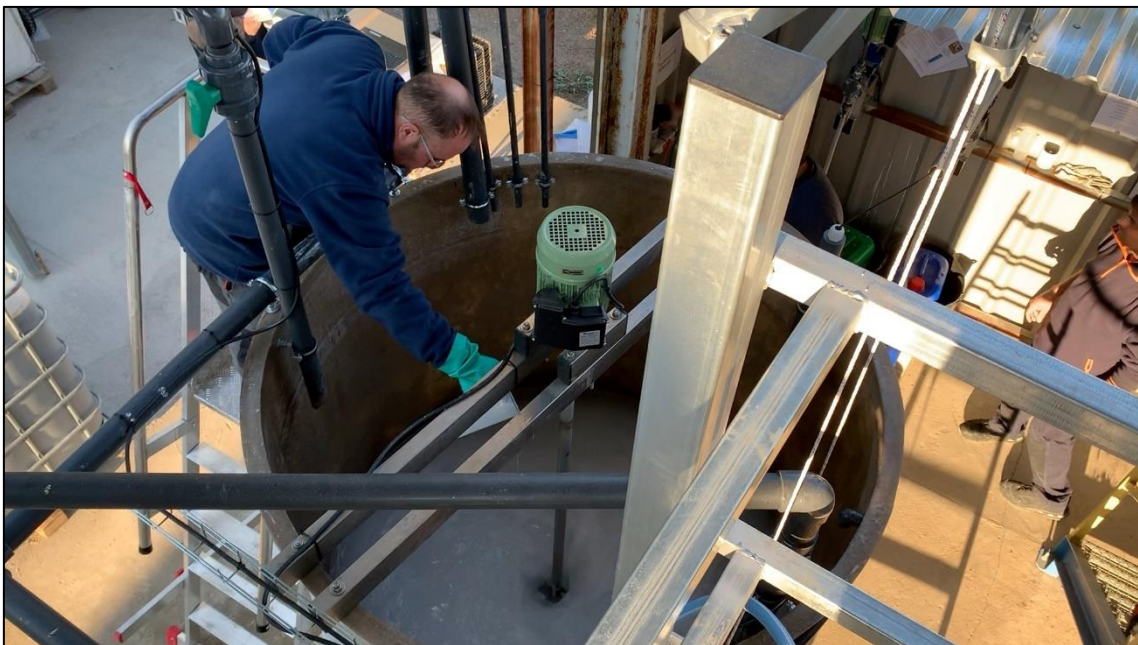


Figura 13. Imagen tanque de reacción. Fuente: Fundación Global Nature

A la entrada del purín, el pH era aproximadamente 7,8. Posteriormente, después de incorporar las sustancias anteriormente mencionadas, el pH se estabilizó en torno a 9,1-9,2. El objetivo a alcanzar era conseguir un pH en torno a 8,5-9,5.

Se realizaron 6 pruebas (para comprobar los 2 tipos de secado existentes en la planta que posteriormente se detallan, se realizaron 3 pruebas secadas en sacos de filtración y 3 en la centrifuga) y las cantidades de los reactivos para la experimentación fueron las siguientes:

Prueba	H ₃ PO ₄ (l)	MgO (Kg)	NaOH
1	1,4	17,2	0
2	0,8	17,2	0
3	2,0	17,2	0

Tabla 5. Diferentes pruebas y las cantidades de reactivos

Finalmente, en las pruebas no se vio necesario la adición de NaOH para la regulación del pH. En las primeras pruebas realizadas en la planta, después de la adición del ácido fosfórico disminuía considerablemente el pH y se añadía NaOH para regularlo y que aumentara al rango óptimo. No obstante, en las últimas pruebas realizadas, no ha sido necesario la adición de NaOH ya que el pH ya se presentaba en el rango óptimo.

4. El purín pasa del tanque de reacción al tanque de sedimentación/cristalización.

Este tanque es un decantador de lodos troncocónico que trata de emular un sedimentador de lecho fluidizado como el de la siguiente Figura 14. Se incorpora el purín procedente del tanque de reacción, por la parte superior del tanque de sedimentación/cristalización y baja por el tronco del decantador. En la parte inferior se produce la decantación y la sedimentación de las partículas más pesadas que se depositan en esta parte. Con el transcurso de la reacción, se generan núcleos de cristal de estruvita, los cuales irán creciendo y aumentando de tamaño de partícula y, por lo tanto, de peso. Así pues, en un determinado momento, la fuerza ascensional no es suficiente para vencer la acción de la gravedad y el peso de la partícula y, por tanto, la partícula se deposita en el fondo del reactor (Coronas Encinas *et al.*, 2020).

El líquido resultante asciende a la superficie y pasa por la barrera Thompson, que rompe la posible espuma formada y retiene los materiales.



Figura 14. Tanque de sedimentación/cristalización

Por lo tanto, se obtiene por un lado una fracción líquida y por otro una fracción sedimentada (aun constituido por una fracción pequeña de líquido). De este modo se obtiene la estruvita por sedimentación y el residuo líquido se separa de esta y es llevado a una balsa para su recirculación o para riego. En cuanto a la fracción sedimentada obtenida se lleva al separador de fases. Como separador de fases se utilizan 2 tipos: sacos de filtración y una centrifugadora.

Parte de las muestras pasan por los sacos de filtración (Figura 15), que se utilizan para conseguir la deshidratación de la fase sólida obtenida del proceso de precipitación y se filtra el líquido que contienen por gravedad. El purín sale del tanque de sedimentación y a través de una tubería, se introduce en los sacos de filtración. Una vez aquí se dejan un tiempo para que se sequen y el líquido cae en el tanque de abajo y se lleva a la balsa anteriormente mencionada.



Figura 15. Sacos de filtración. Fuente: Fundación Global Nature

La otra parte de las muestras resultantes del tanque de sedimentación pasa por la centrifugadora. El resultado de la centrifuga se lleva a unos contenedores de almacenamiento para su secado.

Por lo tanto, se obtienen 2 productos finales:

- Un líquido reducido en nutrientes de la balsa que se puede utilizar para el riego.
- El sólido del contenedor de almacenamiento, que es la precipitación de estruvita (Figura 16).



Figura 16. Imagen producto obtenido Fuente: Fundación Global Nature

3.2. Ensayo agronómico

3.2.1. Material vegetal y tratamientos

Para el ensayo agronómico se han seleccionado la lechuga (*Lactuca sativa* L.) y el rábano (*Raphanus sativus* L.), especies de crecimiento rápido. Las plantas se cultivaron en el invernadero. El experimento se configuró como un diseño de bloques completos al azar (RCBD) con 15 réplicas. Se utilizaron 20 semillas por maceta para la lechuga y 1 semilla por maceta en el caso del rábano.

Las semillas se sembraron directamente en maceta cuyas dimensiones eran de 100x80 mm (diámetro y altura respectivamente) y contenían aproximadamente 0,4 litros de turba, cubierta con una capa de vermiculita de 0,5 mm. La fertilización solo se realizó antes de la siembra.

Se realizaron 5 tratamientos distintos con 15 réplicas por tratamiento, teniendo las siguientes características:

Tratamiento	Composición
1 (control)	Sustrato + vermiculita
2	Con fertilización tradicional: Sustrato + vermiculita + fertilizante comercial N-P-K
3	Sustrato + vermiculita + fertilizante similar al tratamiento 5 (ENTEC 46, superfosfato, sulfato de potasio)

4	Sustrato + vermiculita + estruvita nivel 1 (Dosis baja). Misma cantidad de N-P-K que el tratamiento 2
5	Sustrato + vermiculita + estruvita nivel 2 (Dosis normal). Misma cantidad de N-P-K que el tratamiento 3

Tabla 6. Composición de las sustancias de los distintos tratamientos

A continuación, se detallan las cantidades por maceta en función del tratamiento:

Tratamiento	Sustrato (l)	Vermiculita (mm)	N (g)	P ₂ O ₅ (g)	K ₂ O (g)	Total (g)
1	0,4	0,5				
2	0,4	0,5	0,03	0,02	0,05	0,1
3	0,4	0,5	0,06	0,04	0,1	0,2
4	0,4	0,5	0,03	0,02	0,05	0,1
5	0,4	0,5	0,06	0,04	0,1	0,2

Tabla 7. Composición de los tratamientos

Las plantas se mantuvieron en el invernadero durante los 30 días que duró el experimento y se regaban manualmente cada día o cada dos días hasta capacidad de campo anotándose el volumen de agua utilizado en cada riego. Así mismo los días de riego se registraba la emergencia por maceta. Además, en los días 10, 20 y 30 del experimento se anotaban las siguientes medidas en 3 plantas de 5 macetas para lechuga y 1 de cada 5 para rábano:

- Altura del tallo
- Diámetro
- Ratio altura -diámetro
- Número de hojas

3.2.2. Sustrato

La electroconductividad y el pH del sustrato se analizó en el laboratorio en una suspensión de suelo: agua (1:5) con un pHmetro Crison Basic 20 y conductímetro Crison Basic 30.

3.2.3. Parámetros de crecimiento

En los días 10, 20 y 30 de los tratamientos se midieron los siguientes parámetros en 5 macetas y en el caso de la lechuga en 3 plantas por maceta:

- Altura del tallo
- Diámetro del tallo
- Relación altura-diámetro del tallo
- Número de hojas

3.2.4. Marcadores bioquímicos de estrés oxidativo

Los siguientes compuestos son excelentes marcadores de estrés oxidativo y se pueden cuantificar a partir del mismo extracto.

Del oxígeno se derivan moléculas inestables denominadas *radicales libres* que pueden causar daño a nivel celular, cuando se pierde el equilibrio entre dichas moléculas y el sistema de defensa antioxidante que poseen los seres vivos, generando así lo que se denomina estrés oxidativo.

En los procesos de transferencia de electrones o de absorción de energía se pueden generar las *especies reactivas de oxígeno (ROS)*, que involucran, tanto a los radicales libres de oxígeno como a las moléculas no radicales derivadas de este mismo elemento. En condiciones ambientales favorables, el metabolismo oxidativo se encuentra en equilibrio entre producción y degradación de especies reactivas del oxígeno, tales como el ión superóxido (O_2^-), el radical hidroxilo (OH^-) y el peróxido de hidrógeno (H_2O_2).

Sin embargo, distintos factores favorecen la producción de especies reactivas de oxígeno como son: los contaminantes, los herbicidas, ciertas condiciones ambientales extremas, como la sequía, las inundaciones y el frío, una luz solar demasiado fuerte o alguna deficiencia en elementos nutritivos en el suelo. Esto provoca un debilitamiento general de la planta, pudiendo provocar fenómenos de destrucción irreversibles y la aparición de zonas de células muertas que puede acarrear la muerte de la planta (Foyer *et al.*, 1994).

3.2.4.1. Malondialdehído (MDA)

El contenido de malondialdehído se determinó mediante el método de Landi (2017). El material vegetal fresco se añadió junto con metanol al 80% y se dispuso en un agitador durante 24-48 horas. Posteriormente las muestras se mezclaron con ácido tiobarbitúrico (TBA) al 0,5% y ácido tricloroacético al 20% y se introdujeron en un baño de agua a 95°C durante 20 minutos. Después las muestras reposaron en hielo para detener la reacción.

Se midió la absorbancia de las muestras a 532 nanómetros. Se restó la absorbancia a 600 y 440 nanómetros y se determinó la concentración de MDA con las siguientes ecuaciones descritas por Landi (2017):

$$A = [(Abs\ 532_{+TBA}) - (Abs\ 600_{+TBA}) - (Abs\ 532_{+TBA} - Abs\ 600_{+TBA})]$$

$$B = [(Abs\ 440_{+TBA} - Abs\ 600_{+TBA}) \cdot 0,0571]$$

$$MDA\ (nmol/ml) = (A - B/157.000) \times 10^6$$

3.2.4.2. Flavonoides

Los flavonoides totales se determinaron a partir de la reacción con NaNO_3 y AlCl_3 a un pH básico utilizando catequina como patrón según el método descrito por Zhishen *et al.* (1999).

Para realizar este protocolo se utilizaron los extractos guardados a -20°C y se añadió metanol al 80%, agua miliQ y NaNO_2 al 5%. Posteriormente, se mezcló con el vórtex y se dejó reposar 5 minutos. Después se añadió NaOH 1 M y se mezcló de nuevo con el vórtex. Se dejó reposar 2 minutos y se añadió AlCl_3 . Para finalizar se midió la absorbancia a 510 nanómetros con cubetas plásticas.

El método se basa en la nitración de anillos aromáticos que contienen un grupo catecol. Se consideraron todos los compuestos antioxidantes que reaccionaron con AlCl_3 como "flavonoides totales" y se expresaron según su contenido de catequina. El nivel de flavonoides se expresó en miligramos de catequina por gramos de peso seco

3.2.4.3. Compuestos fenólicos

El contenido de fenoles totales se analizó mediante el método de Folin- Ciocâlteu que se basa en la capacidad de los fenoles para reaccionar con agentes oxidantes (Avella *et al.*, 2008). En un matraz de 10 mL se añadieron 0,2 mL de la muestra previamente centrifugada, 6 mL de agua y 0,5 mL del reactivo Folin- Ciocâlteu. Después de agitación con un vórtice durante 1 minuto, se agregaron 2 mL de carbonato de sodio acuoso al 15% y se agregaron 10 mL de agua. Finalmente se mezcló y se dejó reposar a temperatura ambiente durante 120 minutos. Se midió la absorbancia a 700 nanómetros. Se utiliza como patrón el ácido gálico por lo que el nivel de fenoles se expresa en miligramos de ácido gálico por gramo de peso seco.

3.2.5. Análisis estadístico

Los datos recogidos se han analizado estadísticamente mediante medias aritméticas y desviación estándar. Se han analizado los datos utilizando el programa STATGRAPHICS Centurion v.18 (Statistical Graphics Corp.), realizándose ANOVAS simples para determinar las diferencias entre los tratamientos y entre las dos especies con un intervalo de confianza mínimo del 95%.

4. RESULTADOS

4.1. Estruvita obtenida

De las diferentes muestras con que se llevaron a cabo los experimentos se seleccionó la más prometedora para la realización del análisis de la estruvita. La estruvita que se obtuvo tenía un 50% de pureza y contenía pequeños cristales. Además, el análisis microbiológico confirmó que cumplía con parámetros establecidos en cuanto a *Salmonella*, *E. coli* y otras bacterias. También cumplía con los requisitos mínimos en cuanto a algunos contaminantes y metales pesados. A continuación, se muestran los datos de composición relativos al análisis de la estruvita:

Parámetro	Estruvita obtenida (%)	Composición teórica estruvita pura (%)
Contenido de agua (a 40°C)	15,3	
Carbono orgánico total	3,8	
Amonio	1,84	
Nitrógeno total	1,69	5,7
Óxido de fósforo	10,39	12,6
Potasio total	0,44	
Magnesio	13,7	9,9

Tabla 8. Características de la estruvita obtenida y composición teórica de la estruvita pura

4.2. Electroconductividad y pH

A continuación, se muestran los datos referidos a la electroconductividad y pH del suelo que se han obtenido en el laboratorio al final del experimento.

La electroconductividad aumento con respecto al control tanto en los tratamientos con fertilizantes convencionales como con los de estruvita, aunque estos valores están muy por debajo del rango que indica salinización (4000 $\mu\text{S}/\text{m}$).

Ambas especies presentan el mismo patrón con respecto a este parámetro. La electroconductividad más elevada se encuentra en los tratamientos 3 y 5, que tienen la misma cantidad de N-P-K. Previsiblemente el tratamiento 1, que es el tratamiento control sin fertilización es el que tiene menor electroconductividad (Figura 17).

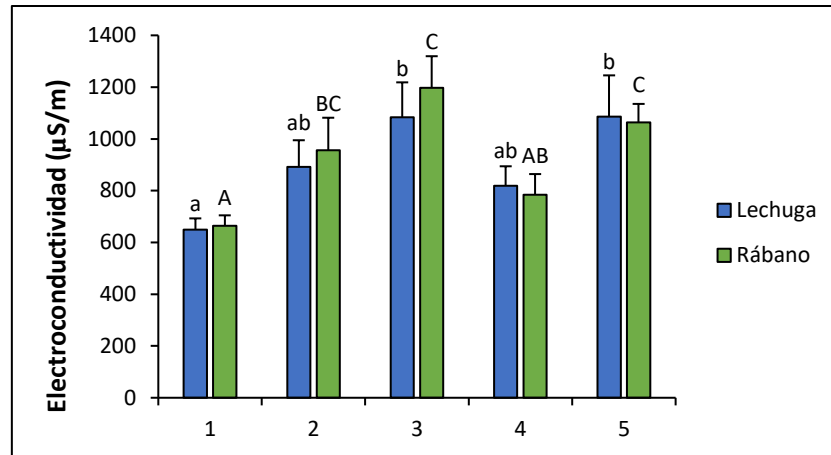


Figura 17. Electroconductividad al final del experimento

En cuanto al pH, no se ven diferencias significativas en lechuga. Sin embargo, aumentó de manera significativa en los tratamientos con estruvita (4 y 5) en rábano, alcanzando un pH neutro alrededor de 7 (Figura 18). El valor pH de suelos productivos normales oscila entre cuatro y ocho, por tanto, estos valores de pH son adecuados.

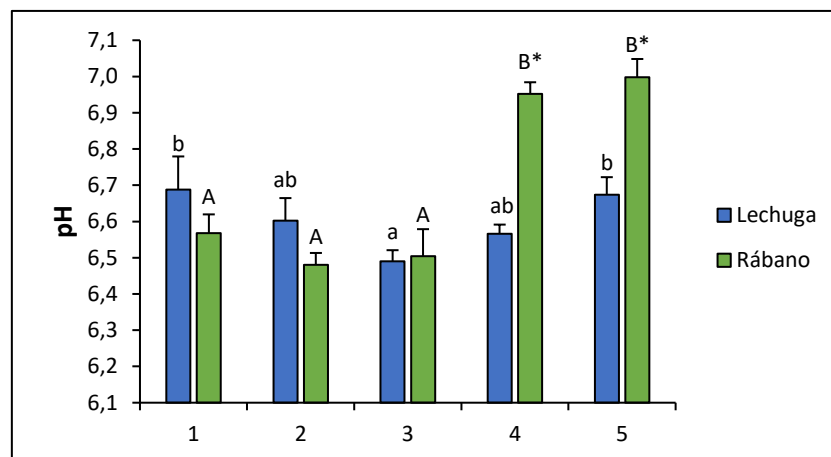


Figura 18. pH al final del experimento

4.3. Parámetros de crecimiento y emergencia

4.3.1. Altura del tallo

El crecimiento en altura de las plantas de lechuga no presentó diferencias significativas entre tratamientos, aunque hay que destacar que el tratamiento con el mayor crecimiento fue el tratamiento 3. El crecimiento aumenta al comparar el control con los demás tratamientos (Figura 19).

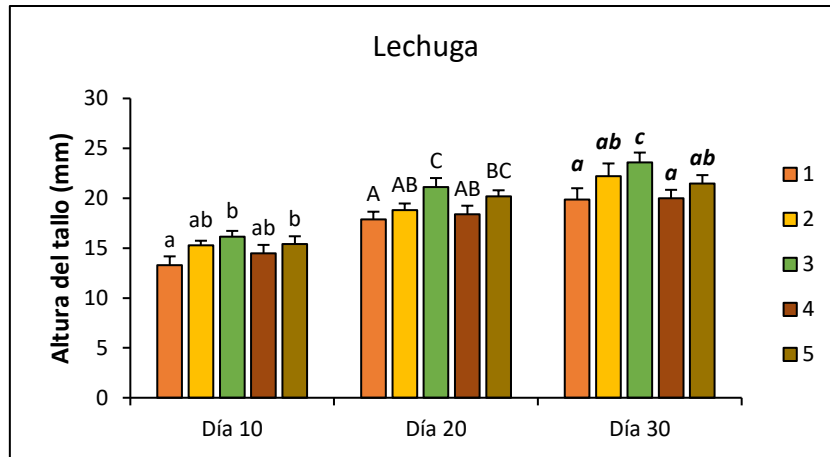


Figura 19. Crecimiento en altura del tallo en lechuga

A continuación, se pueden observar el crecimiento de las plantas en los distintos tratamientos en los días 10, 20 y 30. Se puede comprobar como el crecimiento no varía demasiado, siendo bastante homogéneo por días (Figura 20, 21 y 22).



Figura 20. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día en 10. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)



Figura 21. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día 20. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)



Figura 22. Crecimiento de las plantas de lechuga en el día 30. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5)

En el caso del rábano, tampoco se han observado diferencias significativas, aunque el tallo creció sobre todo en los tratamientos 4 y 5. Aunque ya en el día 10 se observan pequeñas diferencias de altura del control con respecto a los demás tratamientos, sobre todo a los tratamientos con estruvita (tratamientos 4 y 5) (Figura 23).

Con respecto a la lechuga, aquí sí que presenta mayor diferencia de crecimiento entre el día 10 y el día 30. Esto puede deberse a la competencia que podrían tener las lechugas por el espacio.

Aun así, en cuanto a la altura del tallo, ninguna especie presenta grandes diferencias, que puede ser debido a la corta duración del experimento.

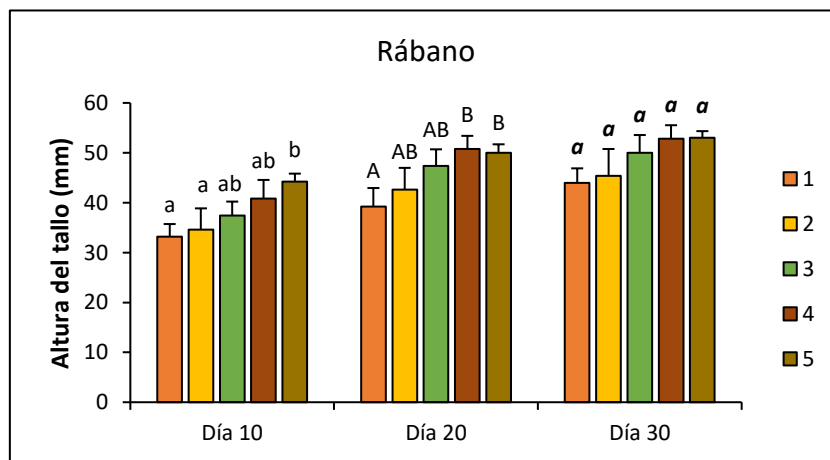


Figura 23. Altura del tallo en rábanos

Al igual que con las lechugas, se puede observar a continuación las diferencias de crecimiento en rábano, siendo la más a la izquierda el tratamiento 1 y el más a la derecha el tratamiento 5 (Figuras 24,25 y 26).



Figura 24. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 10. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).



Figura 25. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 20. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).



Figura 26. Crecimiento de las plantas de rábano en el día 30. Tratamientos en orden de izquierda (1) a derecha (5).

4.3.2. Diámetro del tallo

El diámetro en lechugas aumenta principalmente entre los días 10 y 20, incrementándose poco entre los días 20 y 30. Así mismo no se notan diferencias significativas entre tratamientos siendo los diámetros bastante similares, aunque el tratamiento 2 es algo menor que los demás (Figura 27).

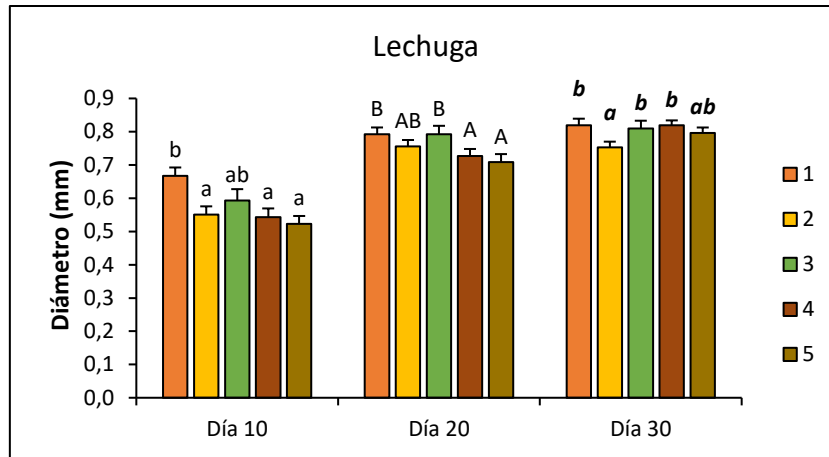


Figura 27. Diámetro del tallo en lechugas

El diámetro en rábanos aumenta muy poco entre los días 10 y los días 20 y 30. Si que se observan pequeñas diferencias entre el control y el resto de los tratamientos siendo algo más elevados los tratamientos con estruvita. Se puede observar como la mayor diferencia se presenta en el tratamiento 5 (el que contiene mayor cantidad de estruvita) en el día 30, diferenciándose de los otros tratamientos (Figura 28).

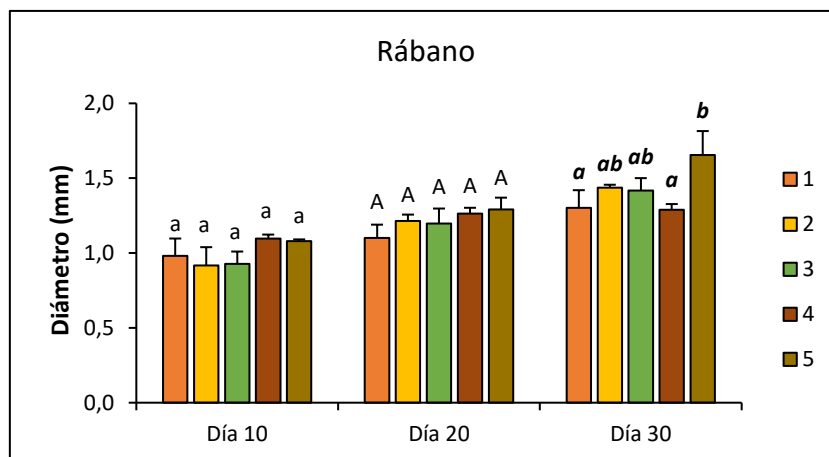


Figura 28. Diámetro del tallo en rábano

4.3.3. Ratio altura-diámetro

La ratio altura- diámetro se obtiene de la división de ambos parámetros. Al relacionar ambos parámetros se puede observar que, en lechuga, las plantas del tratamiento control (tratamiento 1) mostraron valores más bajos que las del resto de los tratamientos (Figuras 29 y 30).

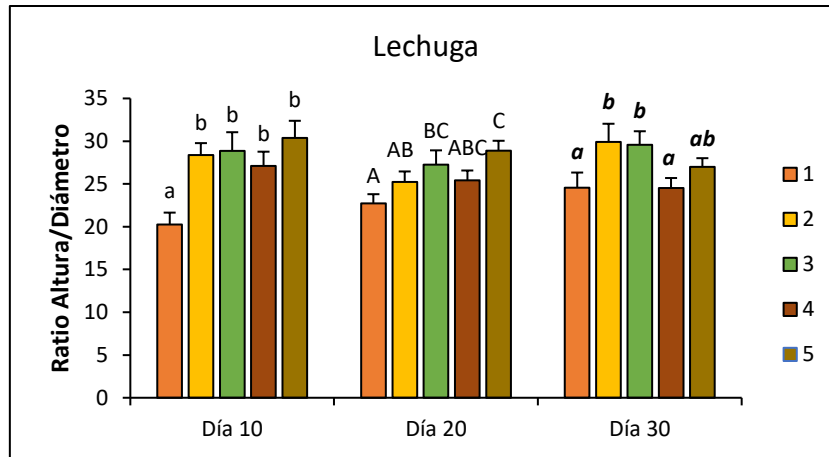


Figura 29. Ratio Altura-Diámetro en lechuga

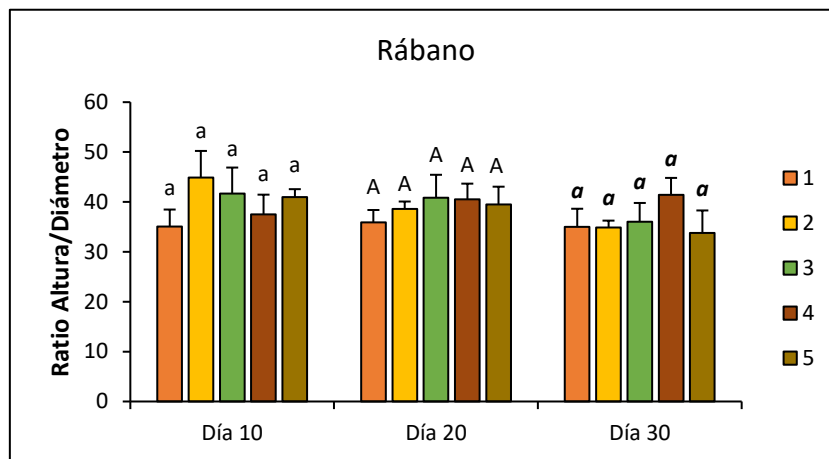


Figura 30. Ratio Altura - Diámetro en rábano

4.3.4. Número de hojas

En lechuga el número de hojas fue homogéneo en los días 10 y 20, con 2 hojas el día 10 y entre 4 y 5 hojas el día 20. No obstante, el día 30, el número de hojas es más heterogéneo presentándose entre el rango de 4 a 7 hojas. Se puede observar, que el tratamiento con menores hojas es el control mientras que los tratamientos con fertilizantes o estruvita tiene mayor número de hojas (Figura 31).

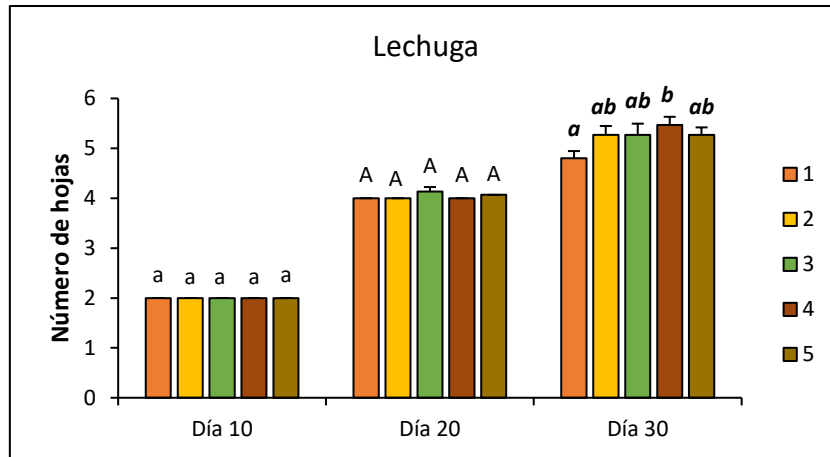


Figura 31. Número de hojas de lechuga

En cuanto al rábano, el día 10 el número de hojas fue homogéneo y en todos los tratamientos se presentaron 2 hojas. Sin embargo, en los días 20 y 30, los datos fueron más heterogéneos, aunque, como en el caso de las lechugas, el control fue el tratamiento que presentó menos hojas. Las plantas de los tratamientos 3 y 5, que contienen la misma cantidad de N-P-K, son los que mayor número de hojas presentaron (Figura 32).

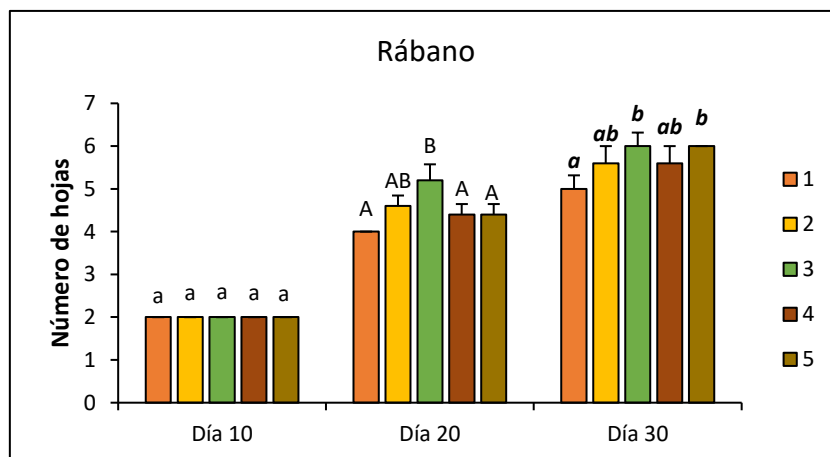


Figura 32. Número de hojas de rábano

4.4. Marcadores bioquímicos de estrés oxidativo

A continuación, se muestran los datos obtenidos al estudiar los diferentes marcadores de estrés oxidativo como son el malondialdehído, flavonoides y compuestos fenólicos.

4.4.1. Malondialdehído (MDA)

El malondialdehído es uno de los productos de la peroxidación lipídica de los ácidos grasos poliinsaturados en las células. La peroxidación lipídica consiste en la degradación oxidativa de los lípidos. El proceso de peroxidación lipídica genera radicales libres cuyo aumento provoca estrés oxidativo y una sobreproducción de MDA. El nivel de MDA es un buen marcador de estrés oxidativo (Gawel *et al.*, 2004). Un mayor contenido de MDA se traduce en mayor estrés oxidativo para las plantas mientras que un contenido bajo de MDA se traduce en un funcionamiento normal, no presentando ningún tipo de estrés.

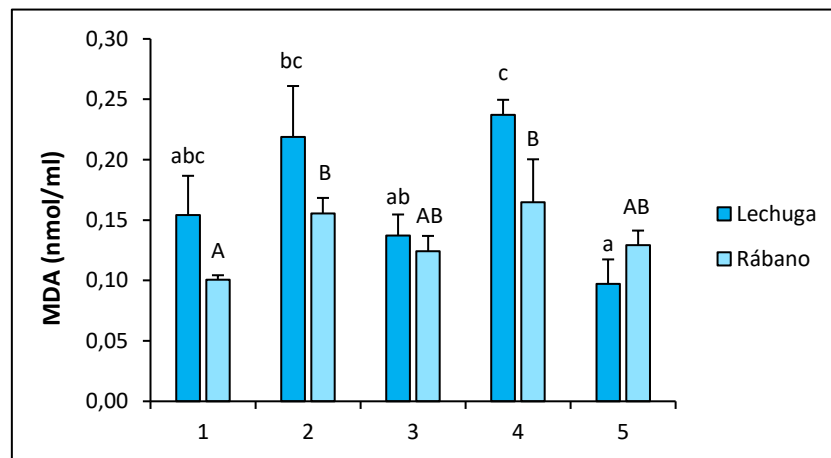


Figura 33. Contenido de malondialdehído en lechugas y rábanos

El mayor contenido de MDA se detectó en las plantas de lechuga, sobre todo en los tratamientos 2 y 4, que tienen la misma cantidad de N-P-K., mientras que en los tratamientos 3 y 5 es donde menor cantidad se presenta. Sin embargo, estas diferencias no son significativas respecto al control. En cuanto al rábano, la concentración de MDA aumentó de forma significativa solamente en las plantas del tratamiento 2 (tratamiento con fertilizante comercial) con se puede concluir que en general las plantas de los diferentes tratamientos no han sufrido estrés oxidativo (Figura 33).

4.4.2. Flavonoides

Los flavonoides son compuestos antioxidantes, que protegen a las plantas contra diversos estreses tanto bióticos como abióticos y además juegan un papel importante en la interacción entre la planta y su entorno (Pourcel *et al.*, 2007).

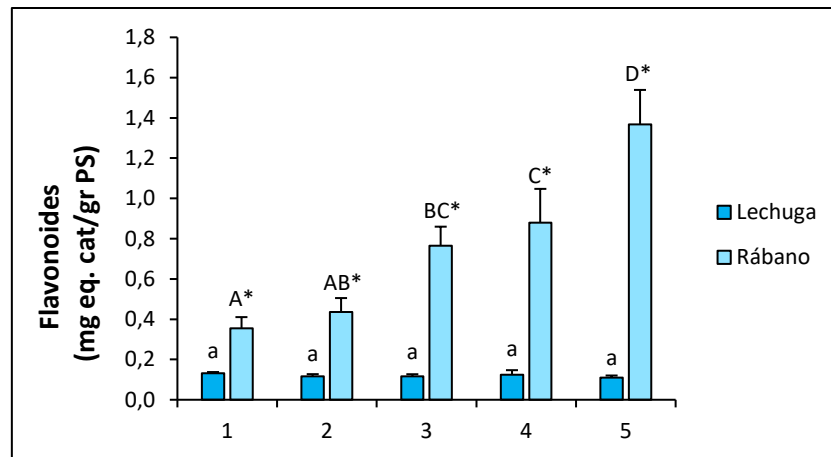


Figura 34. Contenido de flavonoides en lechugas y rábanos

El contenido de flavonoides en lechuga fue bajo en todos los tratamientos. Por otro lado, en rábano, se puede observar cómo su contenido va aumentando en función de los tratamientos siendo las plantas de los tratamientos 4 y 5, que incluían estruvita las que presentaron el mayor contenido de flavonoides. En el tratamiento con mayor dosis de estruvita, es donde mayor concentración se ha detectado (Figura 34). El contenido de flavonoides en los tratamientos de estruvita aumenta considerablemente respecto al control en rábano.

4.4.3. Compuestos fenólicos

Los compuestos fenólicos son los metabolitos secundarios más abundantes de las plantas. Presentan propiedades antioxidantes además de prevenir el estrés oxidativo (Dai & Mumper, 2010).

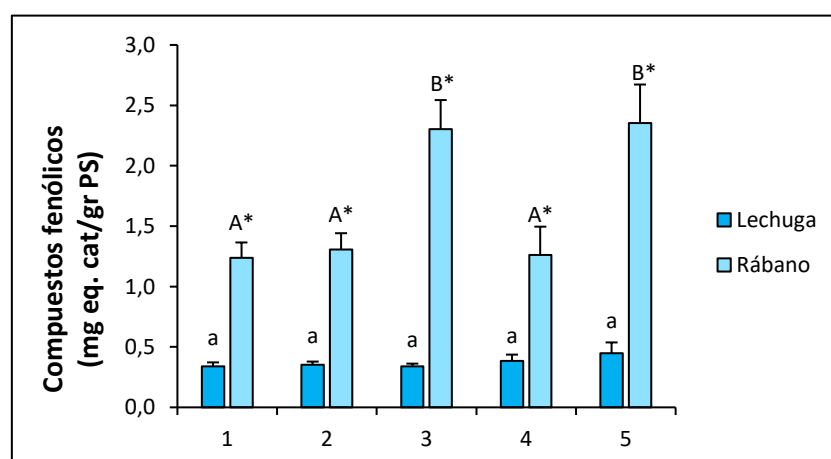


Figura 35. Contenido de compuestos fenólicos en lechuga y rábano

La concentración de compuestos fenólicos en lechuga, al igual que los flavonoides, fue baja en todos los tratamientos. En cuanto al rábano, se puede observar como la concentración es más elevada con respecto a la lechuga y que los tratamientos con mayor concentración fueron los tratamientos 3 y 5, que tienen el mismo contenido en N-K-P y además el tratamiento 5 es el que mayor estruvita presentaba (Figura 35). La concentración de compuestos fenólicos es mayor en los tratamientos de estruvita con respecto al control en ambas especies.

5. CONCLUSIONES

El objetivo de este trabajo persigue, basándose en la economía circular, la obtención de fósforo a partir de los desechos de las granjas porcinas. Con esto se consigue utilizar un desecho y convertirlo además en un recurso económico a la vez que también se obtiene el fósforo, que es un recurso no renovable.

Tras la analizar los resultados obtenidos se puede establecer una serie de conclusiones en relación con el ensayo agronómico.

A pesar de que el ensayo agronómico tuvo una duración de tiempo relativamente corta, se obtuvieron resultados prometedores en cuanto al efecto de la estruvita en ambas especies.

Los tratamientos con estruvita tuvieron un efecto positivo en casi todos los parámetros analizados en las dos especies analizadas, teniendo efectos mayores que los fertilizantes comerciales.

Se encontraron diferencias significativas cuando se comparan las plantas control con las plantas con tratamientos con estruvita en los siguientes parámetros:

- Crecimiento más rápido en la longitud del tallo de los rábanos.
- Mayor diámetro en rábanos.
- Mayor número de hojas tanto en lechugas como en rábanos.
- Mayor nivel de fenoles totales en rábanos.
- Mayor nivel de flavonoides en rábanos.

Después de analizar estos resultados, se hace evidente el gran potencial que tiene la estruvita como fertilizante y el gran efecto que tiene sobre las plantas.

En la actualidad el reglamento UE 2019/1009, de puesta a disposición en el mercado de los productos fertilizantes UE, contempla el uso de la estruvita como fertilizante, aunque indica que particularmente a partir del 15 de julio de 2019 la Comisión hará una evaluación de la estruvita. Sí en esta evaluación se llega a la conclusión de que se cumplen los criterios establecidos de seguridad, la Comisión incluirá dichos materiales en el Anexo II de materiales componentes de los fertilizantes, y por tanto podrán aplicarse a la agricultura y por tanto comercializarse. Este reglamento estará en vigor en España a partir de 2022. Es por ello importante seguir en la línea del estudio de la estruvita en diferentes cultivos, así como mejorar y optimizar el proceso de la precipitación de la planta piloto.

6. BIBLIOGRAFÍA

AGENCIA EXTREMEÑA DE LA ENERGÍA. *Los residuos ganaderos*.

AIRE LIBRE EDUCACIÓN AMBIENTAL. www.airelibre.cl

AVELLA, D. M. G., GARCÍA, C. A. O., CISNEROS, A. M. 2008. *Medición de fenoles y actividad antioxidante en malezas usadas para alimentación animal*. Memorias del Simposio de Metrología. Universidad Autónoma de Querétaro. Centro Nacional de Querétaro.

BOISTELLE, R., ABBONA, F., MADSEN, H.L. 1983. On the transformation of struvite into newberyite in aqueous systems. *Physics and Chemistry of Minerals* 9(5), 216-222.

COMA, J., BONET, J. 2004. *Producción ganadera y contaminación ambiental*. En García; De Blas y González (Coords.): *Nutrición y Alimentación Animal*. XX Curso de Especialización FEDNA. pp. 237.

CORONA ENCINAS, F. 2020. *Estudio de la recuperación de nutrientes presentes en efluentes de sistemas de digestión anaerobia en forma de estruvita*. Universidad de Valladolid.

CORRELL, D.L. 1999. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poultry Science* 78(5), 675-682.

DAI, J., MUMPER, R. 2010. Plant phenolics: extraction, analysis and their antioxidant and anticancer properties. *Molecules* 10, 7313-7352.

DANIEL, T.C., SHARPLEY, A.N., EDWARDS, D.R., WEDEPOHL, R., LEMUNYON, J.L. 1994. Minimizing surface water eutrophication from agriculture by phosphorous management. *Journal of Soil and Water Conservation* 49(2), 30.

DOYLE, J.D., PARSONS, S.A. 2002. Struvite formation, control and recovery. *Water Research* 36, 3925-3940.

DUNN, S., IMPEY, S., KIMPTON, C., PARSONS, S.A., DOYLE, J. JEFFERSON B. 2004. Surface diagnostics for scale analysis. *Water Science and Technology* 49, 183-190.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). 2006a. *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*.

FOYER C.H., LELANDIS M., KUNERT K.J. 1994. Photooxidative stress in Plants. *Plant Physiology* 92,696-717.

FUNDACIÓN GLOBAL NATURE. <https://fundacionglobalnature.org/>

FUNDACIÓN NUEVA CULTURA DEL AGUA. 2019. *Ganadería industrial y contaminación por purines. Contexto en España y propuestas*. <https://fnca.eu/>

GAWEL, S., WARDAS, M., NIEDWOROK, E., WARDAS, P. 2004. Malondialdehyde (MDA) as a lipid peroxidation marker. *Wiadomosci lekarskie (Warsaw, Poland: 1960)*, 57(9-10), 453-455.

GÓMEZ GARRIDO, M. 2014. *Efectos ambientales de la valorización agronómica de purines de ganado porcino: dinámica del nitrógeno en el sistema suelo-agua-planta*. Universidad Politécnica de Cartagena.

GORGA, J., PARADISO, M., DE LEÓN, L., BRUGNOLI, E., MANDIÁ, M., CONDE, D. 2002. Problemática de la calidad del agua en el sistema de grandes embalses del Río Negro. *Revista CIER* 11(39), 51-68.

HEIJ, G.J., ERISMAN J.W. (Eds.). 1995. *Acid rain research: do we have enough answers?* In: Proceedings of a Speciality Conference, 's-Hertogenbosch, Netherlands, 10–12 October 1994. Studies in Environmental Science, vol. 64, Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 516 pp.

HEIJ, G.J., J.W. ERISMAN. 1997. *Acid Atmospheric Deposition and its Effects on Terrestrial Ecosystems in the Netherlands. The Third and Final Phase (1991– 1995)*. Studies in Environmental Science, vol. 69; Elsevier, Amsterdam, Netherlands, 716 pp.

INTERPORC. *El sector porcino español en cifras en 2020*. <https://www.sinfoporc.com/el-sector-porcino-esp%C3%B1ol-en-cifras-en-2020/>

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA. *Estadísticas sobre recogida y tratamiento de residuos. Tratamiento de residuos: Serie 2010-2018*.

KABDAŞLI, O.T.A.I., HUNG, Y.T. 2004. *Treatment of metal finishing wastes. In Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment Second Edition*. Marcel Dekker, Inc. New York.

KATAKI, S., WEST, H., CLARKE, M., BARUAH, D. 2016. Phosphorus recovery as struvite from farm, municipal and industrial waste: Feedstock suitability, methods and pre-treatments. *Waste Management* 49, 437-454.

KHAN, F.A., ANSARI, A.A. 2005. Eutrophication: an ecological vision. *Botanical Review* 71(4), 449-482.

LANDI, M. 2017. Commentary to: “Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds” by Hodges et al., *Planta* (1999) 207:604–611. *Planta* 245, 1067. <https://doi.org/10.1007/s00425-017-2699-3>

LE CORRE, K.S., VALSAMI-JONES, E., HOBBS, P., PARSONS, S.A. 2005. Impact of calcium on struvite crystal size, shape and purity. *Journal of Crystal Growth* 283, 514–522.

LE CORRE, K.S., VALSAMI-JONES, E., HOBBS, P. PARSONS, S.A. 2007. Impact of reactor operation on success of struvite precipitation from synthetic liquors. *Environmental Technology* 28(11), 1245-1256.

LOBERA, J.B., MARTÍNEZ, P., FERRÁNDEZ, F., MARTÍN, J. 1998. *Reutilización agronómica de los purines de cerdo*. Serie técnica y de estudios, Nº 21, Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Agricultura Agua y Medio Ambiente, 162 pp.

LUJÁN-FACUNDO, M. J., IBORRA-CLAR, M. I., MENDOZA-ROCA, J. A., ALSO-JESÚS, M. 2019. Alternatives for the management of pig slurry: Phosphorous recovery and biogas generation. *Journal of Water Process Engineering* 30, 100473.

MADER, S. S., CURTIS, H., BARNES, S., SOLOMON, E. P., BERG, R. G., MARTIN, D. W., VILLEE, C. 2004. *Biología*. McGraw-Hill.

MAINSTONE, C.P., PARR, W. 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the Total Environment* 282, 25-47.

MARQUET, P., VALLADARES, F., MAGRO, S., GAXIOLA, A., ENRICH-PRAST, A. 2018. *Cambio Global: una mirada desde iberoamerica* Madrid, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), p. 111-125

MATYNIA, A., KORALEWSKA, J., WIERZBOWSKA, B., PIOTROWSKI, K. 2006. The influence of process parameters on struvite continuous crystallization kinetics. *Chemical Engineering Communications*, 193(2), 160-176.

MAZZEO, N., CLEMENTE, J., GARCÍA-RODRÍGUEZ, F., GORGA, J., KRUK, C., LARREA, D., MEERHOF, M., QUINTANS, F., RODRÍGUEZ-GALLEGO, L. Y SCASSO, F. 2002. Eutrofización: causas, consecuencias y manejo. *Perfil Ambiental del Uruguay*. pp.39-56

METSON, G., MACDONALD, G., HABERMAN, D., NESME, T. BENNETT, E. 2016. Feeding the Corn Belt: Opportunities for phosphorus recycling in U.S. agriculture. *Science of the Total Environment* 542, 1117-1126.

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2010. Guía de mejores técnicas disponibles del sector porcino. <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/publicaciones/Mejores-tecnicas-porcino-aves.aspx>

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2015. *Técnicas de gestión en zonas de alta densidad ganadera y limitación de recursos hídricos*. <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/ganaderia-y-medio-ambiente/jornadas-tecnicas-y-publicaciones/docujornadados.aspx>

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2015. *Evaluación de técnicas de gestión de deyecciones ganaderas*. https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/ganaderia-y-medio-ambiente/evaluaciondetecnicasdegestiondedeyeccionesganaderas_tcm30-108245.pdf

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2017. *Guía de las Mejores Técnicas disponibles para reducir el impacto ambiental de la ganadería*. <https://www.researchgate.net/publication/324224162>

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN. 2019. *Informe anual del sector porcino en España*. <https://www.mapa.gob.es/gl/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/porcino/informacion-del-sector/default.aspx>

MINISTERIO DE AGRICULTURA PESCA Y ALIMENTACIÓN.2020. El sector de la carne de cerdo en cifras. *Principales indicadores económicos* 2020. <https://www.mapa.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/porcino/indicadoreseconomicos>

MULLIN, J. 2001. Crystallization. Butterworth-Heinemann, Oxford

N. BOUROPOULOS Y P. KOUTSOUKOS.2000. Spontaneous precipitation of struvite from aqueous solutions. *Journal of Crystal Growth* 8, 213-381.

NEETHLING, J. B., BENISCH, M. 2004. Struvite control through process and facility design as well as operation strategy. *Water Science and Technology* 49(2), 191-199.

OHLINGER, K. N., YOUNG, T. M., SCHROEDER, E. D. 1999. Kinetics effects on preferential struvite accumulation in wastewater. *Journal of Environmental Engineering* 125(8), 730-737.

PÉREZ, L.A.F., RUÍZ, R.G., SANJUÁN, V. A., GONZÁLEZ, J.A.C. 2019. Estudio de la concentración óptima de fósforo de la estruvita como fertilizante en suelos con mineralogía contrastada. *Biotecnia* 21(2), 78-82.

POURCEL, L., ROUTABOUL, J. M., CHEYNIER, V., LEPINIEC, L., DEBEAUJON, I. 2007. Flavonoid oxidation in plants: from biochemical properties to physiological functions. *Trends in Plant Science* 12(1), 29-36.

RE-LIVE WASTE. <https://re-livewaste.interreg-med.eu/>

RINCÓN, L. E. C., GUTIÉRREZ, F. A. A. 2012. *Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos*. *Revista Colombiana de Biotecnología* 14(1), 285-295.

RIVAS, L. S., PRIETO, S. B., ROMERO, G. G. T., FERNÁNDEZ, J. M. G. 2011. Recuperación de fósforo mediante cristalización de estruvita en efluente de industria de productos congelados marinos. *Tecnología del Agua* 31(335), 26-35.

RONTELTAP, M. MAURER, M., HAUSHERR, R. GUJER, W. .2010. Struvite precipitation from urine – Influencing factors on particle size. *Water Research* 44, 2038-2046.

ROY-POIRIER, A. 2009. Bioretention for phosphorus removal: Modelling stormwater quality improvements. *Masters Abstracts International* vol. 49, Nº 02.

RYDING, S.O, RAST, W.1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ediciones Pirámides. Madrid.

SHU, L., SCHNEIDER, P., JEGATHEESAN, V., JONSON. J. 2006. An economic evaluation of phosphorous recovery as struvite from digester supernatant. *Bioresource Technology* 97, 2211-2216.

STEINFELD, H., GERBER, P., WASSENAAR, T., CASTEL, V., ROSALES, M., HAAN, C. D. 2009. *La larga sombra del ganado. Problemas ambientales y opciones* (No. FAO-MED 15). Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

TADDEO, R., KOLPPO, K., LEPIST, R. 2016. Sustainable nutrients recovery and recycling by optimizing the chemical addition sequence for struvite precipitation from raw swine slurries. *Environmental Management* 180, 52–58.

UNEP. *UNEP Year Book 2011: Emerging Issues in Our Global Environment*. Nairobi, Kenya:United Nations Environment Programme (2011). <https://www.unep.org/resources/year-books>.

WANG, Y., ZHANG, T., HU, Q. Y TAN, C. 2016. Phosphorus source coefficient determination for quantifying phosphorus loss risk of various animal manures. *Geoderma* 278, 23-31.

WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Elsevier Academic Press: San Diego, CA.

WIKIPEDIA. https://es.wikipedia.org/wiki/Tanque_agitador

WHITE, A. K., METCALF, W. W. 2007. Microbial metabolism of reduced phosphorus compounds. *Annual Review of Microbiology* 61, 379-400.

ZHANG, H.C., CAO, Z.H., SHEN, Q.R., WONG, M.H. 2003. Effect of phosphate fertilizer application on phosphorus (P) losses from paddy soils in Taihu Lake Region I. Effect of phosphate fertilizer rate on P losses from paddy soil. *Chemosphere* 50(6), 695-701.

ZHISHEN, J., MENGCHENG, T., JIANMING, W. 1999. The determination of flavonoid contents in mulberry and their scavenging effects on superoxide radicals. *Food Chemistry* 64, 555–559.