



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

Demostración de la capacidad de reducción de antibióticos en tecnologías de tratamiento de purines

**Guía técnica de asesoramiento
para el sector ganadero**



UNIVERSITAT DE VIC
UNIVERSITAT CENTRAL
DE CATALUNYA

Autores



Victoria Osorio (victoria.osorio@uvic.cat)
Lidia Paredes (lidia.paredes@uvic.cat)
Lorenzo Proia (lorenzo.proia@uvic.cat)
Oscar Mauricio Martínez (oscarmauricio.martinez@uvic.cat)
Mercè Boy-Roura (merce.boy@uvic.cat)
Sergio Ponsá (sergio.ponsa@uvic.cat)



Meritxell Gros (mgros@icra.cat)

Colaborador

Jordi Serratosa (jordi.serratosa@uab.cat)

Con la financiación de:



Generalitat de Catalunya
**Departament d'Agricultura,
Ramaderia, Pesca i Alimentació**



**Fons Europeu Agrícola de
Desenvolupament Rural:**
Europa inverteix en les zones rurals

Actividad financiada a través de la operación 01.02.01 de "Transferència Tecnològica del Programa de desenvolupament rural de Catalunya 2014-2020"

Índice

1. Resumen	4
2. Objetivos	8
3. Uso de fármacos y antibióticos en el sector ganadero	11
3.1. Situación actual del sector ganadero en España y Cataluña.....	12
3.2. Impactos asociados a la aplicación de deyecciones ganaderas y subproductos como fertilizantes	12
3.2.1. Destino e impacto ambiental de nitratos	12
3.2.2. Destino e impacto ambiental de fármacos y antibióticos de uso veterinario.....	15
3.2.3. Dispersión de genes de resistencia a los antibióticos en el medioambiente y sus potenciales impactos	17
3.3. Legislación	19
3.3.1. Marco regulatorio de la gestión de la contaminación por nitratos de origen agrario....	19
3.3.2. Requerimientos de las agencias reguladoras en relación a la contaminación ambiental de fármacos.....	21
3.3.3. Alineación de la presente guía técnica con las estrategias regulatorias anticipadas ...	24
4. Selección de fármacos y antibióticos de uso veterinario	28
5. Reducción de fármacos y antibióticos en plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas	31
5.1. Descripción de las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas seleccionadas.....	33
5.1.1. Planta basada en digestión anaerobia, separación de fases y ósmosis inversa	33
5.1.2. Planta basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación	33
5.1.3. Planta de compostaje	35
5.2. Eficacia de las tecnologías para la reducción/concentración de nutrientes y antibióticos.....	35
5.2.1. Tratamientos biológicos.....	35
5.2.2. Tratamientos físicos.....	42
5.3. Integración de las tecnologías en trenes de tratamiento	49
5.3.1. Planta de tratamiento basada en digestión anaerobia, separación de fases y ósmosis inversa.....	49
5.3.2. Planta de tratamiento basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación.	51
5.3.3. Planta de compostaje	54
5.4. Genes de resistencia a antibióticos	55
6. Conclusiones y recomendaciones	59
7. Definiciones	62
8. Bibliografía	65



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

1

Resumen

1. Resumen

El tratamiento de muchas enfermedades tanto en humanos como en animales depende del acceso a productos farmacéuticos eficaces. Sin embargo, hace ya más de tres décadas que la comunidad científica identificó el impacto ambiental que puede suponer la introducción continuada de fármacos en el medio ambiente. La pseudo persistencia de estas sustancias en el medio ambiente es particularmente preocupante debido también a los posibles efectos que pueden desencadenar en la salud humana¹. Son numerosos los estudios científicos y los informes de vigilancia ambiental que demuestran los efectos y el riesgo que supone la exposición crónica (y también puntual) a estos compuestos en los ecosistemas acuáticos y terrestres, afectando a organismos de toda la escala trófica^{2,3}. Además, el desarrollo y la dispersión de resistencias microbianas a los antibióticos^{4,5} en el medio ambiente, provocada por el consumo continuado de estos fármacos en medicina humana y veterinaria, son temas de preocupación creciente para la salud humana. Todavía queda un largo camino por explorar en esta problemática y es necesario cuantificar el riesgo de transmisión de resistencias desde el medio ambiente hacia los humanos. Sin embargo, es fundamental abordar este tema aplicando el principio de precaución⁶, sobre todo considerando la correlaciones que se han encontrado entre la incidencia de infecciones provocadas por bacterias patógenas resistentes a los antibióticos y la actividad agrícola y ganadera⁷.

Los residuos de los productos farmacéuticos pueden pasar al medio ambiente durante la fabricación de estos productos, a través de su uso y en el momento de su eliminación. El uso continuado de los fármacos, su metabolismo incompleto, y la poca eficacia de las tecnologías de tratamiento de aguas residuales y residuos para eliminar la presencia de estos compuestos, ha propiciado la pseudo persistencia de estos contaminantes en el medio ambiente⁸. El caso de los fármacos y antibióticos de uso veterinario es particularmente relevante ya que la intensificación de la ganadería, a pesar de los esfuerzos del sector en los últimos años para reducir su suministro, considera el consumo de estas sustancias para no solo tratar, sino también prevenir, infecciones asociadas a instalaciones de alta densidad animal. Estos compuestos se detectan en las deyecciones ganaderas, y su aplicación como fertilizante en campos agrícolas puede constituir una importante vía de entrada en el medio ambiente. Actualmente, la aplicación agrícola de deyecciones ganaderas o de fertilizantes producidos a partir de deyecciones ganaderas con alto contenido en nutrientes se plantea como una práctica sostenible de reutilización de estos subproductos, ya que favorece la autogestión de estos materiales, reduciendo costes, niveles de contaminantes (i.e. fármacos y nutrientes) y favoreciendo la economía circular en el sector agrícola^{9,10}.

El marco regulatorio actual sólo contempla la emisión de nutrientes al medio ambiente como una práctica que amenaza su buen estado químico y ecológico^{11,12}. Por este motivo, las directivas actuales en calidad de aguas y suelos, regulan las cantidades máximas permitidas de nitratos procedentes de fuentes agrarias¹¹. Por el contrario, y a pesar de las sucesivas listas de vigilancia ambiental propuestas por la CE que incluyen fármacos y antibióticos¹³⁻¹⁵, no existe en la actualidad medida regulatoria alguna que fije cantidades máximas permitidas de descarga de estos contaminantes al medio ambiente. No obstante, las evidencias científicas han llevado a la creciente preocupación de la UE respecto a la presencia y distribución de fármacos y antibióticos en el medio ambiente, así como la evolución y dispersión de resistencias antimicrobianas a los antibióticos. Así, la Comisión Europea propone tomar medidas de acción y se anticipan requerimientos

y obligaciones para mitigar los efectos adversos de estos contaminantes en los ecosistemas y consecuencias negativas en la salud humana¹⁶.

El potencial de las tecnologías instaladas en las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas para eliminar y/o concentrar nutrientes, y generar fertilizantes orgánicos de elevado valor agrícola, ha sido ampliamente demostrado. Sin embargo, a día de hoy, la información disponible sobre la capacidad de estos sistemas para reducir la concentración de fármacos y antibióticos de origen veterinario es muy limitada. En consecuencia, los estudios realizados por el Centro Tecnológico BETA de la Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya (CT BETA, UVic-UCC) y el Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA) se han centrado en: i) evaluar la eficacia de cuatro tecnologías consolidadas (separación de fases, digestión anaerobia, nitrificación-desnitrificación y compostaje) y un tratamiento innovador (ósmosis inversa) para reducir la presencia de fármacos y antibióticos y genes de resistencia a los antibióticos en purines de origen porcino y vacuno, ii) identificar las corrientes del proceso donde tienen tendencia a acumularse estos compuestos y, iii) evaluar la necesidad de implementar tecnologías de tratamiento adicionales para minimizar el riesgo potencial asociado al uso de los productos obtenidos como fertilizantes en agricultura.

Los resultados obtenidos en el marco de estos estudios han sido publicados en 2 revistas científicas. El primero de ellos *"Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale onfarm livestock waste treatment plant"* está focalizado en una planta de tratamiento de residuos ganaderos basada en digestión anaerobia, separación de fases y ósmosis inversa; mientras que la segunda publicación *"Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems"* engloba los resultados obtenidos en una planta de tratamiento de purines de origen porcino basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación. Los resultados obtenidos referentes al potencial del proceso de compostaje para reducir la concentración de fármacos y antibióticos detectados en estiércol vacuno también serán publicados próximamente para su difusión en el ámbito científico.

El proyecto "Ayudas a las actividades de Demostración", liderado por el CT BETA, para la elaboración del presente documento, consiste en el estudio de la capacidad de reducción de fármacos y antibióticos mediante tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas (basados en los resultados ya publicados y pendiente de publicar en los mencionados artículos científicos) y la elaboración de una guía técnica para el asesoramiento del sector ganadero. Así, además de los estudios científicos ya publicados, esta guía enfoca la presentación de la problemática y de resultados obtenidos y propone una serie de recomendaciones a seguir en cuanto a la gestión de deyecciones ganaderas y su valorización como fertilizantes en campos de cultivo basándose en los intereses y las necesidades del sector ganadero. Por otro lado, la compilación de los resultados obtenidos en los estudios de reducción de niveles de fármacos y antibióticos en las tecnologías de separación sólido-líquido, NDN, digestión anaerobia y osmosis inversa, y compostaje; significará una aportación importante de conocimiento en el sector, que propiciará la creación de nuevas regulaciones, acordes con las evidencias científicas, cuando se implementen futuras directrices europeas referentes al contenido de fármacos y antibióticos en fertilizantes orgánicos.

La fertilización de campos de cultivo con deyecciones ganaderas puede suponer un problema para el medio ambiente si no se trata previamente de forma adecuada. La dispersión de fármacos, antibióticos y genes de resistencia en el medio ambiente puede conllevar la reducción de la eficacia de productos farmacológicos usados en el tratamiento de enfermedades tanto en ani-

males como en humanos. Por este motivo, el tratamiento de las deyecciones ganaderas para la reducción de estos contaminantes, a la vez que para recircular nutrientes, se plantea como una de las opciones más viables a corto plazo. Indudablemente, la divulgación de esta guía y la serie de recomendaciones proporcionadas, ayudará a los usuarios a orientarse la utilización óptima de tecnologías de tratamiento para la reducción del impacto actual que pueden generar las deyecciones ganaderas en el medio ambiente y las consecuencias en la salud humana, favoreciendo de este modo un mantenimiento sostenible de la actividad no sólo ganadera sino también agrícola.



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

2

Objetivos

2. Objetivos

El Centro Tecnológico BETA de la Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya (CT BETA, UVic-UCC), el Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA) y empresas del sector, han llevado a cabo un estudio, en el marco del proyecto "Ayudas a las actividades de Demostración" del Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Generalitat de Catalunya, para investigar la presencia de fármacos y antibióticos de uso veterinario en deyecciones ganaderas y evaluar su reducción y/o eliminación durante procesos de tratamiento para su valorización como fertilizantes en campos agrícolas. Los fármacos y antibióticos administrados a los animales de explotaciones ganaderas se excretan parcialmente metabolizados, encontrándose presentes en las deyecciones ganaderas en concentraciones del orden del nanogramo al microgramo por kilogramo de excremento. Las tecnologías que se aplican actualmente para el tratamiento de purines y estiércoles y la producción de fertilizantes usando estas deyecciones como sustrato, están básicamente diseñadas para la concentración y/o eliminación de nutrientes –principalmente nitrógeno–. Esto es así porque el marco regulatorio actual tan sólo limita índices de carga ganadera calculados en base al nitrógeno total presente en las deyecciones ganaderas por cada municipio. La legislación actual no contempla la presencia de otros contaminantes de riesgo ambiental y para la salud humana como son entre otros, los fármacos y antibióticos. Sin embargo, los estudios de vigilancia ambiental llevados a cabo en el marco internacional demuestran la necesidad urgente de tomar medidas de control y remediación de emisiones y prevención de efectos de la presencia de fármacos y antibióticos en el medio ambiente. Así pues, el consorcio formado por BETA-ICRA-empresas del sector ganadero ha tomado la iniciativa inspirándose en el marco regulatorio que se plantea a corto plazo, investigando sobre la capacidad de reducción de niveles de fármacos y antibióticos de las tecnologías aplicadas actualmente en el tratamiento de deyecciones ganaderas^{17,18}.

OBJETIVO 1: Demostración de la capacidad de las tecnologías convencionales de tratamiento de deyecciones ganaderas

- Para la reducción y/o concentración de nutrientes
- Para reducir y/o eliminar concentraciones de fármacos y antibióticos presentes en deyecciones ganaderas

OBJETIVO 2: Proponer al sector ganadero recomendaciones para la aplicación de estas tecnologías

- Para reducir y/o eliminar la carga de fármacos y antibióticos en los efluentes
- Para que la reutilización de purines no suponga un riesgo para el medio ambiente, la salud animal y vegetal, ni la salud pública

Esta guía presenta los resultados obtenidos (artículos científicos) en los estudios de reducción de determinados fármacos y antibióticos realizados en plantas reales de tratamiento de deyecciones ganaderas en Cataluña Central (NE España)

- “Destino de los fármacos y genes de resistencia a los antibióticos en una planta de tratamiento de residuos ganaderos” del inglés “Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale onfarm livestock waste treatment plant”¹⁹
- “Eliminación de productos farmacéuticos en una planta de tratamiento de purines de cerdo en la granja sobre los sistemas de separación sólido-líquido y nitrificación-desnitrificación” del inglés “Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems”¹⁸
- “Seguimiento de fármacos de uso veterinario, antibióticos y genes de resistencia a antibióticos en una planta de compostaje para el tratamiento de residuos ganaderos” (en preparación) del inglés “Tracing veterinary pharmaceuticals, antibiotics and antibiotic resistance genes in a livestock waste composting treatment plant” (in preparation)

Las actividades llevadas a cabo en este proyecto dan respuesta a las prioridades de desarrollo rural de la UE (Reglamento UE núm. 1305/2013)²⁰, y concretamente al objetivo temático 5 (Promover la eficiencia de los recursos y fomentar el paso a una economía baja en carbono y capaz de adaptarse al cambio climático en los sectores agrarios, alimentarios y forestales). Específicamente, la actividad de demostración se enmarca en el ámbito estratégico 5C de “**Gestión eficiente del agua, la energía, las deyecciones agrícolas y la fertilización orgánica**”. Así, esta guía técnica pretende resumir y **explicar** de forma **clara y efectiva** toda la información obtenida al sector ganadero con fin de promover la aplicación de las tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas y proponer **estrategias de mitigación** para **evitar la propagación** de fármacos, antibióticos y resistencias microbianas a éstos en el medio ambiente. Con la **divulgación** de este documento se pretende también facilitar el suministro y el uso de fuentes renovables de energía, subproductos, rechazos, residuos y el resto de materia prima no alimentaria para **impulsar** el desarrollo de la **bioeconomía**. A su vez, la actividad también se alinea con el logro de los objetivos planteados en el recién publicado Decreto 153/2019¹¹ que plantea la reducción de los impactos ambientales y eventualmente en la salud humana, derivados de los excedentes de las deyecciones agrícolas. Además, el documento coincide con el concepto de protección de la salud propugnado por la OIE, OMS y FAO en el acuerdo tripartito de protección de “Una salud - *One Health*” que engloba la salud ambiental, humana, animal y vegetal.

La industria agroalimentaria es el primer pilar económico del área del Mediterráneo, considerado por la RIS3CAT como uno de los sectores líderes en los cuales Cataluña cuenta con ventaja competitiva, masa crítica y oportunidades de futuro. De hecho, según los últimos datos del Departamento de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Generalitat de Catalunya (DARP), la comunidad cuenta con más de 20,000 explotaciones ganaderas, por lo que el potencial de la aplicabilidad de las tecnologías es muy elevado. Por este motivo, a pesar de que los principales destinatarios de este plan de transferencia son las explotaciones ganaderas, es también de especial interés el sector de agricultura, con el fin de que usen fertilizantes obtenidos a partir de deyecciones ganaderas en la aplicación agrícola.



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

3

Uso de fármacos y
antibióticos en el sector
ganadero

3. Uso de fármacos y antibióticos en el sector ganadero

3.1. Situación actual del sector ganadero en España y Cataluña

La ganadería es una de las principales actividades del sector primario siendo su principal objetivo la cría, domesticación y explotación de animales con fines de producción. La producción ganadera de carne aportó 14.640 M€ a la economía española en el año 2018, lo cual representa en torno al 1,2% del conjunto del PIB. España es el quinto país por censo de ganado vacuno dentro de la UE (con alrededor de 6 millones de cabezas) y la cuarta potencia a nivel mundial en la producción de carne de cerdo con un censo en torno a los 31 millones de cerdos en el año 2018²¹.

Aproximadamente, el 52% de la producción de ganado porcino en España se concentra en el noreste del país, principalmente en las comunidades de Cataluña y Aragón, con un censo en el año 2018 de 7,8 y 8,1 millones de cerdos, respectivamente²². En cuanto al sector bovino, Cataluña, Castilla y León y Galicia son las comunidades que lideran la producción de carne de vacuno con un 51% de la producción estatal registrada en 2018²¹.

El sector ganadero es un sector estratégico por su contribución al PIB de la economía catalana ya que representa el 64% de la producción final agraria, siendo la producción de cerdo la más importante (representa un 38,8% de la producción total)²³. Según datos publicados por el DARP, en el año 2018 estaban registradas en Cataluña más de 5950 explotaciones ganaderas de tipo porcino y 6445 de tipo bovino, estando previsto un incremento exponencial de esta cifra en base a la evolución del sector en los años precedentes (IDESCAT, 2018). En cuanto a la distribución territorial, Lleida es la provincia que lidera la producción ganadera con más de un 50% de las cabezas de ganado porcino y bovino censadas en 2018 en Cataluña. A nivel comarcal, las comarcas de Osona y Segrià albergan el mayor número de explotaciones ganaderas de Cataluña tanto de tipo bovino (12,0 y 11,1%, respectivamente) como de tipo porcino (13,0 y 13,3%, respectivamente)²⁴.

3.2. Impactos asociados a la aplicación de deyecciones ganaderas y subproductos como fertilizantes

3.2.1. Destino e impacto ambiental de nitratos

La población ganadera en Europa genera 1.400 millones de toneladas de deyecciones (**estiércol y purines**) al año. En el caso de España, la producción de **deyecciones ganaderas** es de alrededor de 130 millones de toneladas al año, concentrándose en **Cataluña** en torno a un 30% de la producción total.

El uso de estiércol y purines y su valorización como sustrato en la producción de **biofertilizantes** para su aplicación agrícola es tanto ambiental como económicamente interesante debido a su composición rica en nitrógeno, fósforo, potasio y materia orgánica, entre otros nutrientes. Además, la reutilización de estos subproductos revalorizados es una práctica ideal para gestionar el excedente de deyecciones.

No obstante, en muchas áreas de Europa –como en el caso de Cataluña–, las deyecciones ganaderas pueden suponer un problema ambiental y económico importante si no se gestionan adecuadamente. En los últimos años, la población ganadera ha aumentado notablemente, por el contrario, la base agrícola donde aplicar estas deyecciones se ha mantenido o, en algunos casos, ha disminuido considerablemente desencadenando un desequilibrio entre generación y aplicación de estas deyecciones. Así, la intensificación de la actividad ganadera ha propiciado la generación de grandes cantidades de deyecciones ganaderas concentradas en áreas muy concretas, lo cual dificulta su gestión. Además, el contenido elevado de agua que caracteriza a las deyecciones ganaderas, especialmente porcinas –alrededor del 80-95% de su masa– limita la viabilidad económica de su transporte de áreas excedentarias a áreas deficitarias.

La aplicación de cantidades en exceso de purines en los campos de cultivo puede generar un excedente de nutrientes –principalmente nitrógeno y fósforo– ya que los suelos agrícolas no son capaces de retener y que los cultivos no son capaces de extraer. Los compuestos residuales que no son retenidos en los suelos ni absorbidos por los cultivos pueden fluir mediante escorrentía o infiltrarse en los suelos difundiéndose en los acuíferos llegando a contaminar aguas superficiales y subterráneas. Además, estas deyecciones ganaderas pueden presentar otros compuestos como fármacos y antibióticos, sales o metales pesados.

El excedente de compuestos nitrogenados, especialmente nitratos, en la agricultura es el principal responsable del mal estado de las masas de agua subterráneas, afectando también las aguas superficiales, y de manera local algunas masas de agua costeras. Un problema habitual de las aguas superficiales es la eutrofización que está provocado por el exceso de nutrientes en el agua, procedentes mayoritariamente de la actividad ganadera y agrícola. El exceso de nutrientes hace que la vegetación y otros organismos crezcan en abundancia, consumiendo gran cantidad del oxígeno disuelto y aportando materia orgánica en abundancia lo que conlleva la disminución de la calidad del agua.

Con la finalidad de prevenir y reducir la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrícola, se desarrolló la Directiva Nitratos (91/676/CE)²⁵ que estableció la designación de **zonas vulnerables por nitratos** (ZVN) procedentes de fuentes agrícolas y el establecimiento de Códigos de Buenas Prácticas Agrarias, entre otras medidas. Se declaran como zonas afectadas aquellas aguas subterráneas o superficiales que superen, o puedan llegar a superar, una concentración de nitratos de 50 mg/L, y los embalses, lagos, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren, o puedan llegar a estar, en estado de eutrofización. Las superficies de terreno cuya escorrentía o filtración pueda influir en el estado de las aguas declaradas como afectadas se designan como ZVN.

Con el fin de prevenir estos riesgos, el programa de actuaciones para una correcta gestión de deyecciones ganaderas regula las cantidades de nitrógeno (en kg/ha), procedentes de las deyecciones ganaderas y otros fertilizantes orgánicos, que se pueden aplicar a los cultivos, así como los límites máximos permitidos en función de la zona, bien sea no vulnerable o bien vulnerable. En el caso de las ZVN la cantidad máxima de nitrógeno procedente de las deyecciones ganaderas y otros fertilizantes orgánicos que se puede aplicar es de 170 kg N/ha y año.

La Figura 1 muestra, por zonas, los diferentes intervalos de excedentes de nitrógeno generados (a) y las ZVN declaradas en Cataluña a finales del 2016 que actualmente está en revisión (b). La designación de ZVN se revisa cada 4 años. Si se observan estos dos mapas, se puede ver como hay una relación entre las zonas que tienen más excedentes de nitrógeno de origen agrario y la

declaración de ZVN. Además, las zonas donde hay más excedente de nitrógeno (por ejemplo, Lleida y Osona) coincide con la mayoría de masas de agua subterráneas con niveles superiores a 50 mg/L y consecuentemente, con ZVN. Esta situación ha fomentado el desarrollo de nuevos modelos de gestión y nuevas tecnologías para el tratamiento de deyecciones ganaderas con el objetivo de estabilizar la materia orgánica, concentrar y/o eliminar nutrientes, producir energía y reducir la contaminación de suelos y masas de agua.

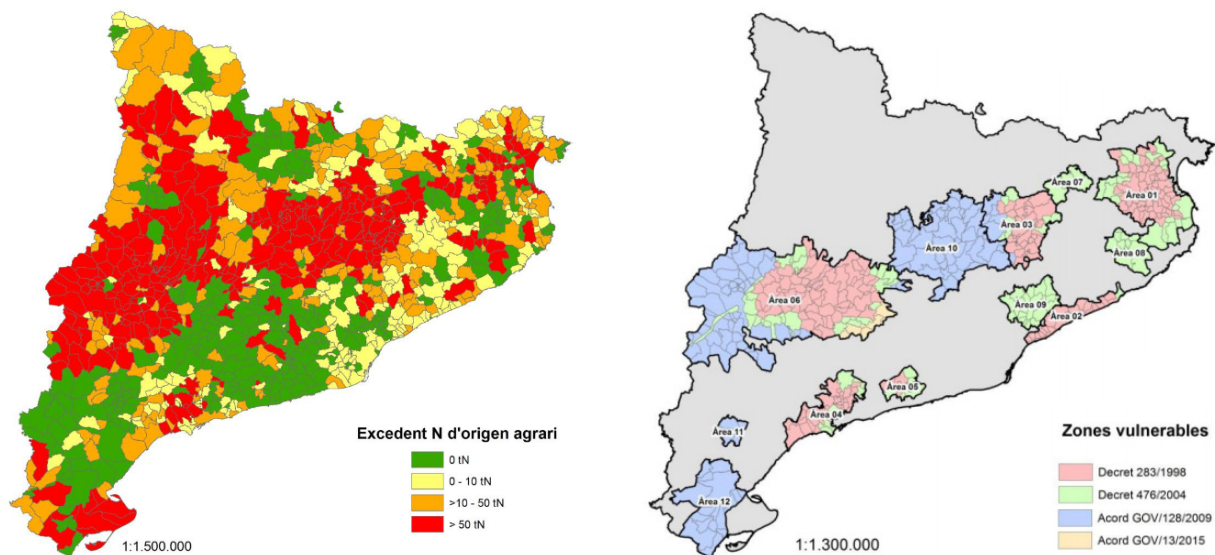


Figura 1. (a) Mapa de generación de excedentes de Nitrógeno en Cataluña (ACA, 2016); (b) Mapa de ZVN a Cataluña declaradas hasta 2016 (actualmente en revisión)

De acuerdo con la información del Plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña (2016 a 2021), de las 37 masas de agua subterráneas, 17 masas están en mal estado químico por nitratos. En consecuencia, un 46% del total de estas masas están afectadas por concentraciones elevadas de nitratos (superiores a 50 mg/L; Figura 2). En el caso de las aguas superficiales, los nitratos afectan 55 masas de agua ríos, por lo que un 22% de estas masas incumplen los objetivos ambientales de nitratos (25 mg / L) y la consecución del buen estado ecológico. El coste económico que ha supuesto para la Agencia Catalana del Agua (ACA) el deber de mitigar la problemática del agua potable debido a las zonas afectadas por nitratos ha sido cercano a los 100 millones de Euros entre los años 2000 y 2016.

Asimismo, la gran cantidad de deyecciones generadas en explotaciones intensivas de ganado, con mayores necesidades de fármacos (valores medios) con respecto a las producciones extensivas, hace presuponer que los niveles de otros contaminantes, como son los fármacos y antibióticos de uso veterinario, estarán también por encima de las expectativas razonables en el medio ambiente expuesto a las deyecciones (incluyendo las aguas superficiales y/o las subterráneas). Este sería un aspecto sobre el cual podría ser adecuado plantearse estudios científicos durante los próximos años.

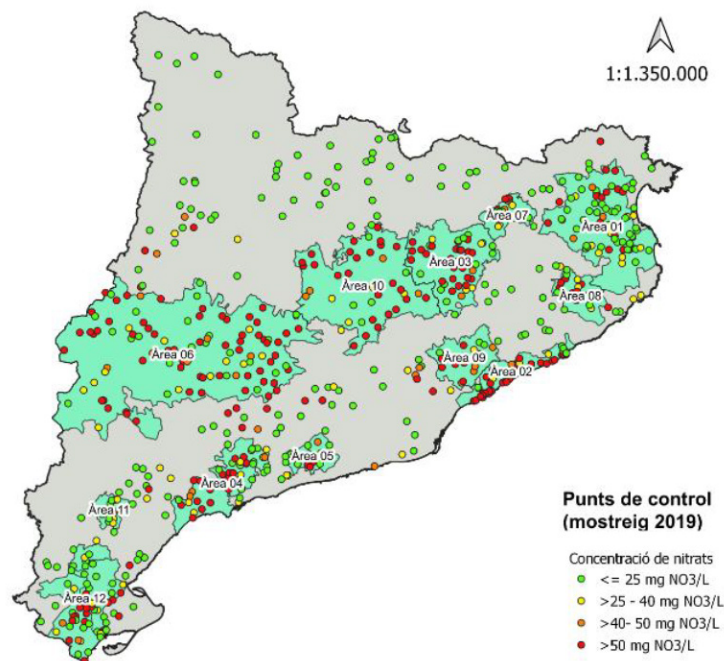


Figura 2. Delimitación de las ZVN y concentración de nitratos en aguas subterráneas (ACA, 2020)

3.2.2. Destino e impacto ambiental de fármacos y antibióticos de uso veterinario

Estos compuestos se han administrado al ganado durante las últimas cuatro décadas, principalmente como i) tratamiento curativo de enfermedades o ii) tratamiento sistemático preventivo. En función del grado de absorción y biodegradabilidad del fármaco o antibiótico ingerido y el metabolismo del animal tratado, un determinado porcentaje de la dosis original puede ser excretado por el animal como compuesto original sin alteración ninguna en su estructura.

Tras ser metabolizados parcialmente, los fármacos y antibióticos y los metabolitos se detectan en las deyecciones ganaderas.

Estos compuestos pueden dispersarse en los campos de cultivo mediante la aplicación agrícola de las deyecciones ganaderas como fertilizantes en suelos agrícolas. Las principales fuentes de emisión y rutas de distribución que pueden seguir los fármacos y los antibióticos veterinarios excretados en las deyecciones ganaderas tras la fertilización de los suelos agrícolas se muestran en la Figura 3. Según estudios realizados, el contenido de fármacos y antibióticos en las deyecciones ganaderas sin tratar, puede llegar a alcanzar niveles del orden de los 10000 µg/Kg^{26,27}. Las rutas de dispersión y el transporte en el medio ambiente de fármacos y antibióticos procedentes de deyecciones ganaderas son variadas y dependen de las características físico-químicas de los fármacos y antibióticos, su biodisponibilidad, así como de factores ambientales, la presencia de actividad microbiana, la hidro-morfología y características físico-químicas de los diversos compartimentos del medio ambiente. Así, por ejemplo y según la literatura consultada, se han llegado a encontrar fármacos y antibióticos de uso veterinario en concentraciones bajas de sub-µg/L en aguas superficiales^{28,29} y en aguas subterráneas³⁰ de bajo orden en suelos agrícolas (sub-µg/Kg y µg/Kg)²⁷; y de diversos órdenes de magnitud en la escala de los µg/Kg en diferentes tejidos de plantas a nivel de rizosfera y partes aéreas incluyendo hojas y frutos²⁷.

El tratamiento de las deyecciones ganaderas, aparte de mejorar su gestión y regular las concentraciones de nutrientes, puede ser una buena alternativa para reducir riesgos ambientales y en la salud humana. La eficacia del tratamiento de las deyecciones para eliminar los residuos de fármacos y antibióticos depende de la sustancia y el grado de tratamiento; en algunos casos, se logra eliminar una cantidad considerable de estos residuos, mientras que en otros solo se consigue eliminar un porcentaje mínimo. A día de hoy, existe muy poca información sobre la capacidad de las tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas para la eliminación de fármacos y antibióticos de uso veterinario.

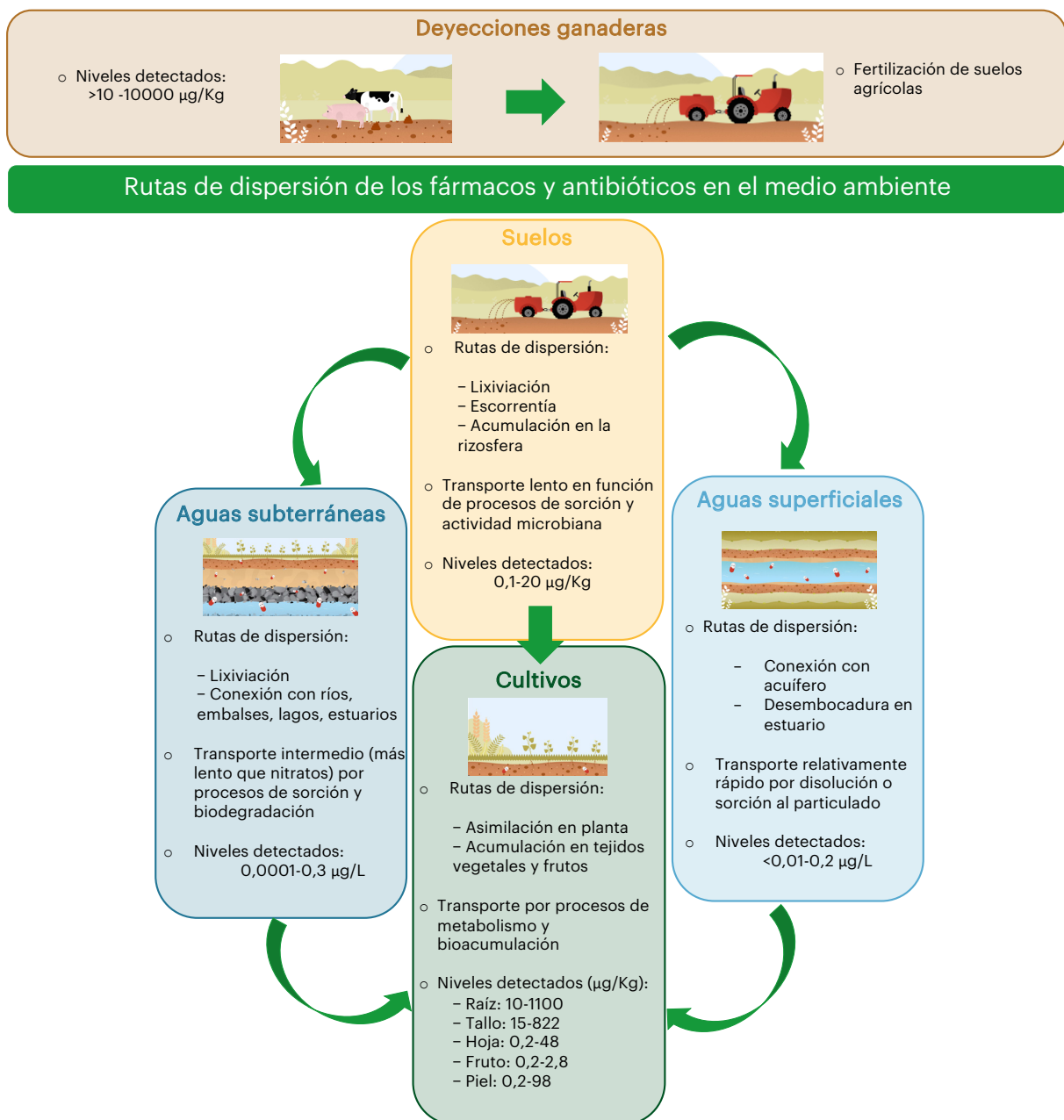


Figura 3. Destino ambiental de fármacos y antibióticos de uso veterinario después de la fertilización de campos de cultivo con deyecciones ganaderas

Los riesgos ambientales que puede suponer la presencia y distribución de fármacos y antibióticos no son del todo conocidos. Si bien hay información sobre los efectos eco-toxicológicos que algunos fármacos pueden desencadenar en la flora y la fauna, como antiparasitarios, antimicóticos, antibióticos y (xeno) estrógenos, todavía hay falta de información sobre este tema. A pesar de que estos contaminantes suelen estar presentes en el medio ambiente a niveles relativamente bajos ($\leq 1000 \mu\text{g/L}$ o $\mu\text{g/Kg}$), son numerosos los estudios que reportan efectos adversos en organismos expuestos. Por ejemplo, la feminización de los peces debido a la presencia de fármacos que pueden alterar el sistema endocrino afectando así su capacidad de reproducción^{31,32}. Otro ejemplo son los residuos del fármaco antiinflamatorio no esteroideo diclofenaco, presentes en cadáveres de ganado, que fueron una de las causas principales de la rápida disminución de buitres en Asia^{33,34}. De hecho, el diclofenaco está prohibido en la India desde 2006. Los residuos de diclofenaco también se han detectado en otros animales como en peces de ríos españoles³⁵ o en nutrias de Reino Unido³⁶. Por otra parte, se cree que la disminución de poblaciones de escarabajos en la península Ibérica está relacionada con el uso del antiparasitario ivermectina en ganado³⁷. Además, se ha demostrado que los antibióticos veterinarios liberados a través de las deyecciones ganaderas en el suelo agrícola pueden afectar a la comunidad microbiana del suelo y, en particular, a su abundancia y diversidad³⁸. También se han documentado efectos fitotóxicos de estos compuestos³⁹. Todos estos efectos pueden alterar el ciclo de nutrientes y propagarse en la escala trófica desencadenando consecuencias adversas a nivel de todo el ecosistema.

Las principales vías de exposición humana a los residuos de fármacos y antibióticos son el agua potable, y los alimentos (hojas, tubérculos, productos pesqueros, productos lácteos y carne)⁴⁰⁻⁴². Según la OMS, los efectos adversos del consumo de agua potable que contiene residuos de estos contaminantes son poco probables, dadas las bajas concentraciones en las que se han detectado –típicamente varios órdenes de magnitud más bajas que la dosis terapéutica⁴³–. Sin embargo, la OMS también señala que no se pueden ignorar los efectos a largo plazo de estos contaminantes en la salud humana teniendo en cuenta su pseudo persistencia y amplia distribución en el medio ambiente. Otros estudios señalan posibles riesgos relacionados con otras vías de exposición (manejo de lodos secundarios, prácticas de eliminación agrícola, extensión del tratamiento secundario de aguas residuales, patrones de consumo de alimentos)⁴⁴. Hasta el momento, no se ha establecido un vínculo claro entre los fármacos y antibióticos presentes en el medio ambiente y los impactos directos en la salud humana.

En base a estos datos, se podría advertir que la producción animal intensiva y la aplicación de las deyecciones ganaderas en campo puede desencadenar en problemas medioambientales que podrían llegar a ser muy importantes. Sin embargo, estos podrían reducirse considerablemente con una gestión adecuada de los mismos.

3.2.3. Dispersión de genes de resistencia a los antibióticos en el medioambiente y sus potenciales impactos

El desarrollo de resistencias a los antibióticos en bacterias es un fenómeno natural que puede ocurrir de forma casual o como resultado de procesos de coevolución entre especies. No obstante, el consumo continuado de antibióticos, tanto en medicina humana como veterinaria, puede favorecer la selección de bacterias resistentes a lo largo del sistema gastrointestinal de los individuos tratados y la consecuente excreción de estas bacterias a través de las heces. Los mecanismos de resistencia a los antibióticos pueden ser de diferente tipo y son controlados a nivel

genético a través de la actividad de genes específicos denominados genes de resistencia (ARGs). Frecuentemente los ARGs están contenidos en elementos genéticos móviles (MGEs), los cuales tienen capacidad de ser transferidos de una bacteria a otra de forma relativamente sencilla. Esta transferencia puede ocurrir tanto entre bacterias presentes en el organismo de los animales tratados como en el medioambiente, una vez aplicadas las deyecciones en campo. La elevada capacidad de dispersión de las resistencias a los antibióticos puede tener impactos directos e indirectos tanto en el medioambiente como en la salud humana, y las prácticas agrícolas y ganaderas pueden tener un papel relevante en este contexto. Por ejemplo, en un estudio realizado en EEUU, se ha detectado una correlación directa entre la actividad ganadera, la aplicación de deyecciones animales como fertilizantes y la incidencia de infecciones por *Staphylococcus Aureus* resistente a la Metilicina en la comunidad. En general, es conocido que las deyecciones ganaderas, aparte de contener concentraciones elevadas de fármacos y antibióticos de uso veterinario, pueden ser un reservorio de ARGs contenidos en MGEs. Algunos estudios han demostrado que la introducción de antibióticos, ARGs y MGEs en suelos agrícolas, a través de la aplicación de deyecciones ganaderas como fertilizantes, puede favorecer la difusión de las resistencias a los antibióticos en el medio ambiente^{38,45} (p.ej. suelos y aguas subterráneas y superficiales). Además, estudios recientes han detectado ARGs en endófitos bacterianos de plantas, poniendo de manifiesto el riesgo de la propagación de resistencias en los cultivos destinados a consumo humano⁴⁶. Finalmente, la dispersión incontrolada de bacterias resistentes a los antibióticos en el medio ambiente incrementa de forma notable la posibilidad de transferencia de la resistencia hacia bacterias patógenas. Por estas razones, la diseminación y transferencia de ARGs es uno de los temas de salud pública y animal de mayor preocupación, porque puede comprometer seriamente la efectividad de los antibióticos que se usan para el tratamiento de varias enfermedades. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha catalogado la resistencia a los antibióticos como una de las tres principales amenazas para la salud pública del siglo XXI. Se calcula que actualmente se producen unas 700.000 muertes anuales por bacterias patógenas resistentes, y éstas se incrementarán hasta los 10 millones por año si no se implementan planes de contención^{47,48}. Por esta razón, la OMS ha desarrollado un Plan de Acción Global para abordar la problemática de las resistencias (OMS, 2015).

Aunque este plan tiene en cuenta la difusión de las resistencias en el medio ambiente, y no sólo en entornos clínicos, no proporciona ningún consejo sobre el tratamiento de aguas residuales o deyecciones ganaderas. Por este motivo, en 2017, la CE adoptó el plan de acción denominado **“One Health” (“Una Salud”)**⁴⁹ contra la diseminación de resistencias. El concepto **“One Health”** es una estrategia mundial para aumentar la comunicación y la colaboración interdisciplinar en el cuidado de la salud de las personas, los animales y el medio ambiente, entendiendo que todas están ligadas entre sí. Este plan fomenta la investigación sobre los vacíos de conocimiento que hay en torno a la liberación de antibióticos y bacterias resistentes a los antibióticos y su propagación en el medio ambiente, así como el desarrollo de tecnologías para lograr su reducción y frenar así su dispersión. Por otro lado, la OMS ha lanzado una campaña para optimizar el uso de antibióticos en la salud humana y animal con el mismo objetivo de contener la propagación descontrolada de la resistencia a los antibióticos y su transferencia (OMS, 2017).

3.3. Legislación

3.3.1. Marco regulatorio de la gestión de la contaminación por nitratos de origen agrario

En lo que respecta a las medidas de actuación para la gestión y la mitigación, o bien prevención, de la contaminación por nitratos de fuentes agrarias del medio ambiente, el marco regulatorio actual en Cataluña, se fundamenta en el **Decreto 153/2019**¹¹ de la Generalitat de Catalunya.

El esquema de la Figura 4 muestra los antecedentes y la evolución de las medidas regulatorias referentes a la gestión de la contaminación por nitratos con origen agrario –principalmente deyecciones ganaderas– de ámbito de aplicación en los sectores ganadero y agrícola.

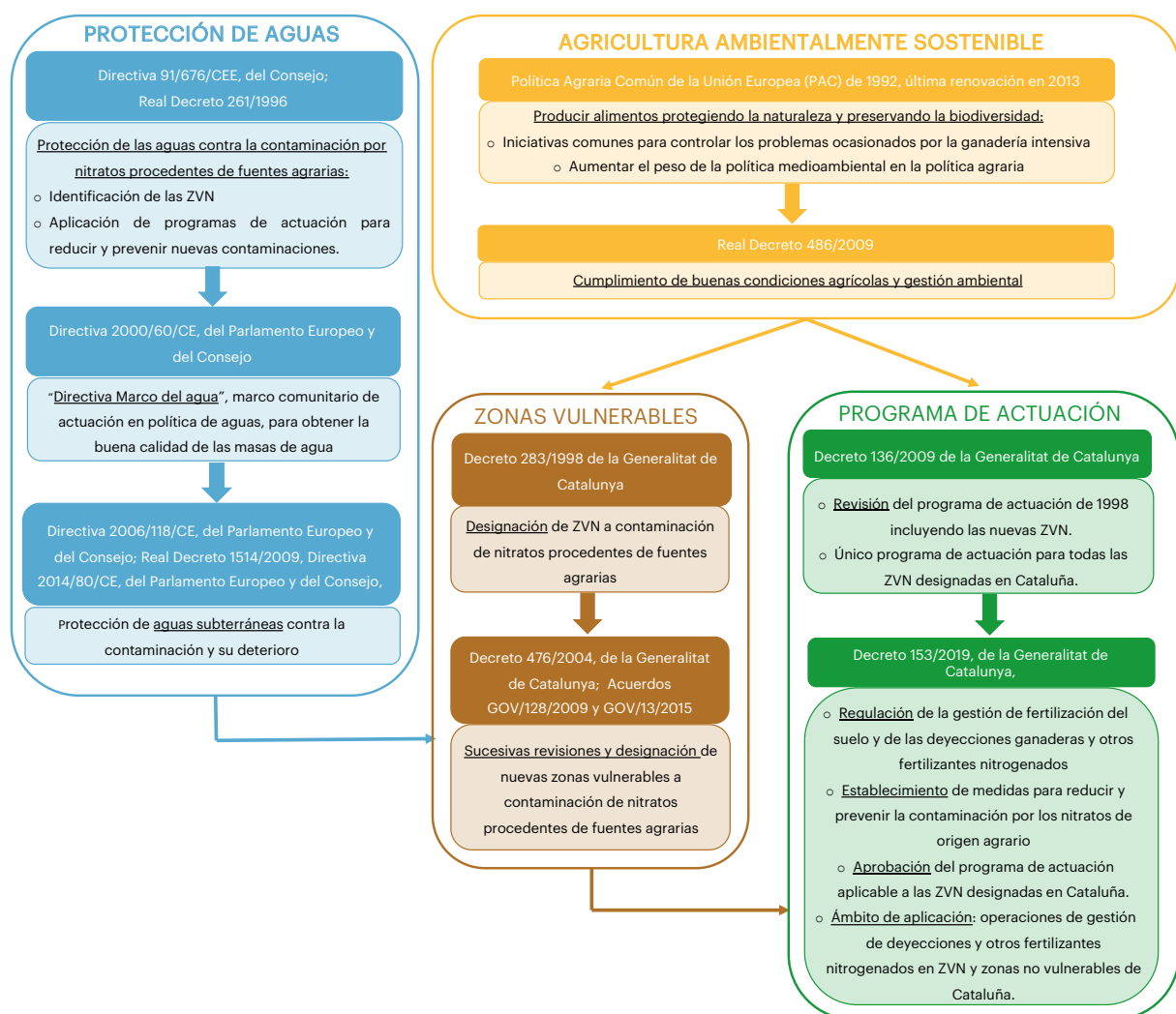


Figura 4. Esquema de evolución del marco regulatorio en Cataluña referente a la contaminación por nitratos de origen agrario (deyecciones ganaderas y otros fertilizantes nitrogenados).

La **Directiva 91/676/CEE**²⁵ surgió como una necesidad debido al incesante aumento de los niveles de nitratos de las masas de aguas de los Estados miembros de la UE. De hecho, estas cantidades de nitratos en aguas >50mg/L llegaron a superar los niveles establecidos en la Directiva del

Consejo 75/440/CEE⁵⁰, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros, modificada por la Directiva 79/869/CEE⁵¹, y 80/778/CEE⁵², de 15 de julio de 1980, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano, modificada por el Acta de adhesión de 1985. Así, los **nitratos procedentes de fuentes agrarias** se identificaron como la **causa principal de la contaminación originada por fuentes difusas en las masas de agua de la UE**. Con el fin de proteger la salud humana, los recursos vivos y los ecosistemas acuáticos esta Directiva planteó acciones para limitar la aplicación agrícola de todos los fertilizantes que contienen nitrógeno incluyendo los abonos los abonos de origen animal.

La gestión de las deyecciones ganaderas y otros fertilizantes se debe realizar utilizando procedimientos que no pongan en peligro la salud humana ni perjudiquen el medio ambiente y, en particular, que no entrañen un riesgo de contaminación del agua o del suelo

Con el fin de prevenir estos riesgos, las cantidades de nitrógeno, procedentes de las deyecciones ganaderas y otros fertilizantes orgánicos, que se pueden aplicar a los cultivos están reguladas y los límites máximos permitidos están regulados en función de la zona, bien sea no vulnerable o bien vulnerable.

Además, con la reforma de la **Política Agraria Común de la UE (PAC)** de 1992, pendiente de renovación desde la propuesta de 2018⁵³, la UE señaló el riesgo que supone para el medio ambiente el uso excesivo de fertilizantes, a pesar de la necesidad de la agricultura comunitaria de utilizar estos fertilizantes y otros abonos animales que contienen nitrógeno. En este sentido, el Real Decreto 486/2009⁵⁴, establece los requisitos legales y buenas condiciones agrícolas y gestión ambiental que debe cumplir los agricultores que reciban financiación en el marco de la PAC, y beneficiarios de otros programas de ayudas de desarrollo rural.

La principal herramienta de la política europea del agua para reducir la contaminación de las masas de agua es la **Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE)**¹². La DMA tiene como objetivo **preservar, proteger y mejorar la calidad y el uso sostenible de las masas de agua de la UE**, teniendo como objetivo final el logro de un buen estado ecológico y químico para 2027. La **Directiva de Aguas Subterráneas (2006/118/CE)**⁵⁵ y la revisión de sus anexos en 2014 (**2014/80/CE**)⁵⁶, es asimismo importante en cuanto a la protección de las ZVN. En el marco estatal, el **Real Decreto 1514/2009**⁵⁷ regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro estableciendo los criterios y medidas concretas para prevenir y control de la contaminación de las aguas subterráneas.

A raíz de la Directiva 91/676/CEE²⁵ y de su transposición en el ordenamiento jurídico español mediante el Real Decreto 261/1996⁵⁸, las comunidades autónomas tuvieron el deber de desarrollar un programa de gestión basado en prácticas sostenibles. Además, el deber de cumplimiento de la DMA¹² y las directivas derivadas de aguas subterráneas propició sucesivas designaciones e inclusiones de nuevas ZVN. Así fue como en el marco de las funciones de control de acuerdo con las Directivas 91/676/CEE²⁵ y 2000/60/CE¹² se estableció el **Decreto 136/2009**. En el caso particular de Cataluña, el Decreto 136/2009 regulaba una cantidad máxima de nitrógeno procedente de las deyecciones ganaderas que se puede aplicar directamente en suelos de ZVN agrícolas de 170 kg N / ha y año.

Dado que los últimos años no ha habido cambios significativos en la calidad de las aguas subterráneas respecto a los niveles de nitratos, de acuerdo con el artículo 5.5 de la Directiva 91/676/CEE²⁵, ha sido necesario adoptar medidas adicionales a las planteadas en el Decreto 136/2009, por lo que **el actual Decreto 153/2019¹¹ constituye un programa de actuación reforzado**. Este programa de actuación garantiza una reducción efectiva de la carga de nitrógeno en las aguas subterráneas mediante la adopción de medidas que garanticen la sostenibilidad ambiental y encaminadas a lograr una fertilización de excelencia en los sistemas agrícolas de Cataluña.

La gran interrelación que existe entre la gestión de las deyecciones ganaderas y fertilización, así como con la contaminación por nitratos obliga a tratar estos temas de manera global en una única disposición

Partiendo de la consideración de las deyecciones ganaderas como recurso en cuanto a la fertilización, se busca la implicación de todos los agentes de la cadena y sobre todo el territorio de Cataluña

En cuanto a la gestión en explotación ganadera, también se debe tener en cuenta la gestión del agua y la gestión de la alimentación de los animales.

Es importante destacar –teniendo en cuenta los objetivos de esta guía– que **el actual Decreto 153/2019¹¹ también considera que los desarrollos tecnológicos en sistemas de tratamiento de las deyecciones** han hecho que haya cada vez más productos con una composición y un comportamiento diferentes: digeridos, fracciones sólidas y líquidas, efluentes de nitrificación-desnitrificación. En este sentido, regula las condiciones de aplicación en base a los diversos productos obtenidos. De hecho, según el Artículo 12, apartado 12.6 referente a las instalaciones de tratamiento de deyecciones ganaderas en origen, el departamento competente en materia de agricultura y ganadería de cada región, debe difundir a través de su página web los rendimientos estándares de las diferentes tecnologías de tratamiento.

3.3.2. Requerimientos de las agencias reguladoras en relación a la contaminación ambiental de fármacos

Si bien el tratamiento de muchas enfermedades en animales y humanos depende de productos farmacéuticos efectivos, existe evidencia suficiente de la necesidad de tomar medidas para reducir el riesgo que supone que estas sustancias alcancen el medio ambiente. La preocupación sobre los fármacos y antibióticos ha crecido en los últimos años, particularmente por la escasez de requerimientos legales para su gestión y vigilancia como contaminantes del medio ambiente. La Figura 5 resume las principales medidas planteadas en el marco regulatorio de la UE para la vigilancia de fármacos y antibióticos en el medio ambiente.

Respecto a las **listas de vigilancia de sustancias preocupantes en aguas superficiales (2015/495/CE⁵⁹ y 2018/840/CE⁶⁰** es importante destacar que ya en la primera lista de vigilancia establecida se incluyeron fármacos y antibióticos (Tabla 1). Los productos farmacéuticos incluidos en la Decisión 2015/495/UE pertenecen a tres grupos diferentes: tres disruptores endocrinos; un antiinflamatorio no esteroideo y tres antibióticos macrólidos, que se emplean tanto en medicina humana como veterinaria. Posteriormente, se enumeraron dos nuevos antibióticos en la Decisión 2018/840/UE: un β -lactámico y una fluoroquinolonas. Además, el informe técnico sobre la selec-

ción de sustancias para la tercera lista de vigilancia elaborado por el *Joint Research Centre* para la CE¹⁵ identifica otros fármacos y antibióticos que cumplen los requisitos de selección según la DMA y por tanto son candidatos a ser incluidos. Los productos farmacéuticos propuestos –entre otras sustancias preocupantes– son otros antibióticos, fungicidas azólicos, y un antidepresivos ampliamente utilizados.

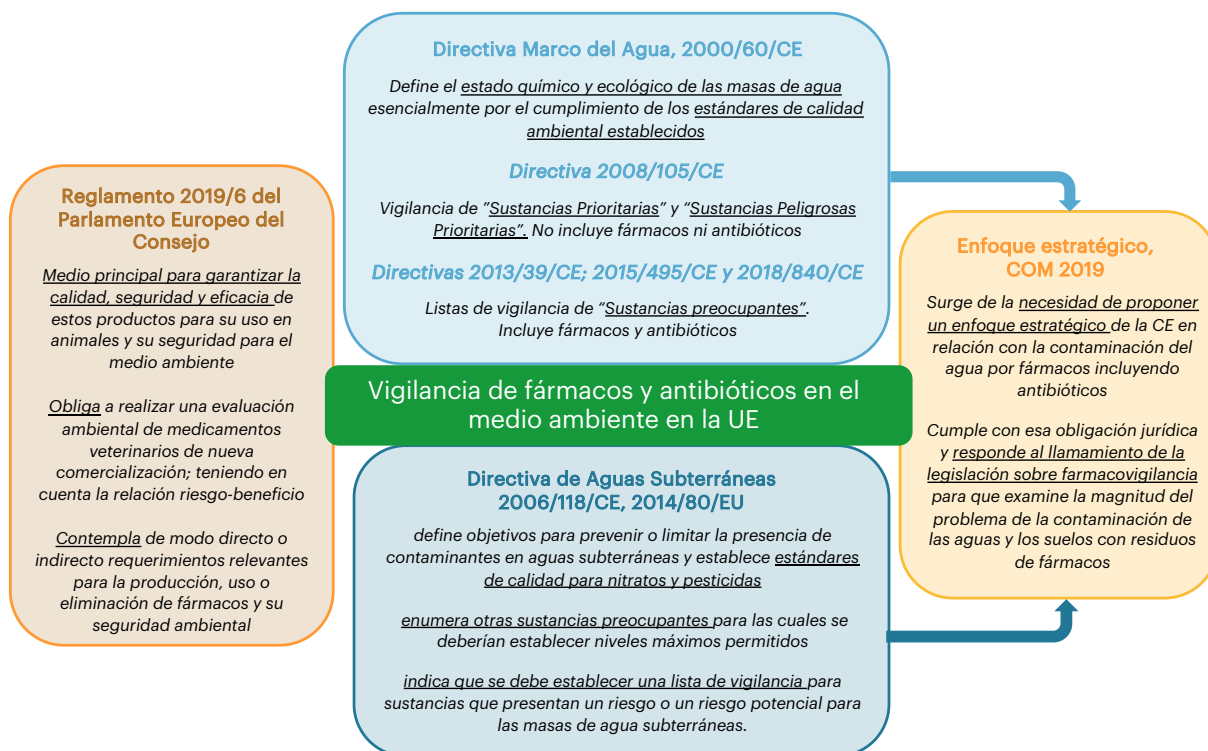


Figura 5. Farmacovigilancia en el marco regulatorio de la UE

Los antibióticos se usan para el tratamiento de infecciones bacterianas, sin embargo, la aparición y diseminación en el medio ambiente acuático de bacterias resistentes a estos fármacos ha desencadenado una gran preocupación entre los estados miembros de la UE. La progresiva inclusión de una variedad creciente de antibióticos en la lista de vigilancia es una clara evidencia de la preocupación e interés de conocimiento que tiene la UE sobre la presencia y diseminación de estas sustancias en las masas de agua europeas.

Cabe esperar que las sustancias incluidas en las listas de vigilancia para aguas superficiales alcancen las aguas subterráneas debido a la estrecha interacción de las aguas superficiales, como los ríos, con las masas de aguas subterráneas⁶¹. Por ello, la contaminación de los ecosistemas dependientes de aguas subterráneas como los humedales, manantiales y lagos es posible⁶². En base a esta sospecha, el grupo de trabajo de aguas subterráneas de la UE ha establecido recientemente una metodología para desarrollar una lista de vigilancia voluntaria que incluye productos farmacéuticos⁶³.

Tabla 1. Listas de vigilancia de fármacos y antibióticos a efectos de seguimiento a nivel de la Unión, de conformidad con el artículo 8 ter de la Directiva 2008/105/CE publicadas por la Comisión Europea en 2015 y 2018. Además se incluyen las sustancias preocupantes recientemente (2020) propuestas para su inclusión en la tercera lista de vigilancia. N° de CAS: Chemical Abstracts Service (Servicio de Resúmenes de Productos Químicos). LV: Lista de Vigilancia. + : Sustancias añadidas a la lista. - : Sustancias eliminadas de la lista.

Sustancia	Grupo terapéutico	N° de CAS	1ª LV 2015	2ª LV 2018	3ª LV 2020
17-alfa-Etinilestradiol	Disruptores Endocrinos	57-63-6	+		
17-beta-Estradiol		50-28-2	+		
Estrona		53-16-7	+		
Diclofenaco	Antiinflamatorios	15307-86-5	+	-	
Eritromicina	Antibióticos macrólidos	114-07-8	+		
Claritromicina		81103-11-9	+		
Azitromicina		83905-01-5	+		
Amoxicilina	Antibióticos penicilinas	85721-33-1		+	+
Ciprofloxacino	Antibióticos fluoroquinolonas	85721-33-1		+	+
Sulfametoxazol	Antibióticos Sulfonamidas	723-46-6			+
Trimetoprima	Antibióticos diaminopirimidinas	738-70-5			+
Clotrimazol	Antifúngicos	23593-75-1			+
Fluconazol		86386-73-4			+
Miconazol		22916-47-8			+
Venlafaxina	Antidepresivos	93413-69-5			+
O-desmetil venlafaxina		142761-12-4			+

La UE ha dejado constancia de su actual preocupación respecto a los posibles riesgos de los fármacos y antibióticos en el medio ambiente con la reciente publicación del nuevo documento "Enfoque estratégico de la Unión Europea en materia de productos farmacéuticos en el medio ambiente" (Comisión Europea 2019)

Este enfoque, promueve una amplia cooperación entre todas las partes interesadas relevantes a lo largo de todo el ciclo de vida, incluidas las autoridades competentes de los Estados miembros, la industria farmacéutica, los profesionales médicos y veterinarios, los pacientes, los agricultores y la industria del agua, con el objetivo compartido de construir un sistema más sostenible y eficiente en el uso de los recursos en el marco de una economía circular.

El enfoque estratégico de la CE¹⁶ se alinea con los propósitos a nivel internacional. Tanto la Agenda 2030 de las Naciones Unidas, en particular el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 –sobre la limpieza del agua y el saneamiento–, como la declaración ministerial de la Asamblea de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente de 2017, representan compromisos para actuar respecto a la presencia creciente de fármacos en el medio ambiente. Además, los grupos internacionales de jefes de estado G7 y G20, así como la Organización Mundial de la Salud (OMS), han acordado acciones sobre la problemática de la aparición y dispersión de resistencias microbianas a los antibióticos. De hecho, dentro del Plan de Acción europeo, el principio de **“Una sola salud”** para luchar contra la resistencia a los antimicrobianos⁴⁹ supone la puesta en práctica parcial del compromiso asumido por los G7/G20 y la OMS en relación con la resistencia a los antimicrobianos.

3.3.3. Alineación de la presente guía técnica con las estrategias regulatorias anticipadas

El marco regulatorio de la CE referente al problema de la contaminación por exceso de nutrientes (nitratos), así como la pseudo persistencia de fármacos y antibióticos y la aparición de resistencias a los antibióticos en el medio ambiente, propone una serie de medidas y acciones a tomar en un futuro relativamente inmediato. Los estudios realizados y el presente documento se anticipan a las diversas estrategias propuestas y responden al llamamiento de la Comisión de contribuir al cumplimiento de los diversos objetivos planteados.

Artículo 8c de la Directiva 2008/105/CE sobre **“Sustancias prioritarias”**

- Propone reducir las descargas, emisiones y pérdidas de fármacos y antibióticos en el medio ambiente acuático, teniendo en cuenta las necesidades de salud pública y la rentabilidad de las medidas propuestas.

Esta guía responde a este requerimiento presentando una evaluación exhaustiva de la capacidad de tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas de reducir los niveles de fármacos y antibióticos, así como genes de resistencia microbianas presentes, proporcionando una amplia visión de las fuentes de emisión y dispersión de estos contaminantes procedentes de deyecciones ganaderas.

Decreto 153/2019 sobre la gestión de la fertilización del suelo y las deyecciones ganaderas, disposición adicional décima: Revisión de la planificación de gestión de residuos

- En el plazo de tres años desde la entrada en vigor de este Decreto, el departamento competente en materia de residuos debe incluir, dentro de la revisión de la planificación de la gestión de residuos, nuevas medidas y actuaciones para valorización agraria de los residuos orgánicos con una visión de los residuos como recurso y en el marco de una economía circular, con criterios agronómicos, de sostenibilidad y de protección del suelo.

La presente guía propone recomendaciones a seguir en la aplicación de tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas para la reducción del contenido de fármacos y antibióticos teniendo en cuenta el riesgo ambiental que puede suponer la reutilización de las deyecciones ganaderas tratadas como productos de fertilización en agricultura siguiendo el modelo de economía circular sostenible.

Enfoque estratégico de la UE sobre la presencia de fármacos, antibióticos y resistencias antimicrobianas en el medio ambiente

- Entre los principales objetivos pretende fomentar la innovación que ayude a abordar los riesgos y promover la economía circular al facilitar el reciclaje de recursos como el agua, los lodos de depuradora y las deyecciones ganaderas.
- Entre las seis áreas de acción, la de *“reducción de desperdicio y mejora de la gestión de los residuos”* señala la necesidad, en ciertas localizaciones, de aplicar tecnologías más avanzadas para el tratamiento de residuos.
- Entre las medidas específicas de esta área de acción: *“Evaluar la posibilidad de trabajar con los Estados Miembros en la mejora de sus Códigos de Buenas Prácticas en Agricultura de modo que abarquen la gestión de contaminantes incluyendo fármacos presentes en deyecciones ganaderas”*.
- También sostiene que es particularmente necesario controlar las fuentes de emisión difusas de granjas de ganado.

Esta guía técnica presenta una caracterización de tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas en cuanto a (i) eliminación y/o concentración de nutrientes y (ii) reducción y/o eliminación de fármacos y antibióticos con el propósito de orientar al sector ganadero la utilización de estas tecnologías. Es por tanto una herramienta útil para el desarrollo de las actividades de reutilización y valorización de subproductos ganaderos fomentando la economía circular del sector agroalimentario. Además de abordar la problemática del exceso de nutrientes, investiga sobre la capacidad de estas tecnologías para reducir la emisión de otros contaminantes de preocupación creciente como son los fármacos y antibióticos y los genes de resistencia a los antibióticos. **Los resultados de los estudios realizados, así como las conclusiones y recomendaciones presentados en este documento facilitarán la optimización de las “Buenas Prácticas Agrarias” y permitirán al usuario anticiparse a los requerimientos futuros referentes a las cargas máximas permitidas de estos contaminantes en fertilizantes procedentes de deyecciones ganaderas.**

El “Acuerdo Verde Europeo”, del inglés “The European Green Deal” para la UE y sus ciudadanos

- Aborda los desafíos relacionados con el clima y el medio ambiente.
- Nueva estrategia de crecimiento para transformar la UE en una sociedad justa y próspera, con una economía moderna, eficiente en el uso de los recursos y competitiva.
- Propone proteger, conservar y mejorar el capital natural de la UE y proteger la salud y el bienestar de los ciudadanos de los riesgos e impactos relacionados con el medio ambiente.
- Promueve una transición justa e inclusiva, priorizando a las personas y a las regiones, industrias y trabajadores que afrontarán los mayores desafíos.
- Oportunidad para dirigir Europa hacia un crecimiento sostenible e integrador.
- Su plan de acción de economía circular incluirá una política de *“productos sostenibles”* para fomentar el diseño circular de todos los productos, priorizando la reducción y reutilización de materiales antes de reciclarlos, fomentando nuevos modelos de negocio y estableciendo requisitos mínimos para prevenir problemas medioambientales.

La evaluación de diversas tecnologías aplicadas al tratamiento de deyecciones ganaderas para su reutilización como productos de valor añadido como son los biofertilizantes contribuye al plan de transición hacia estrategias de producción más sostenible en el sector agroalimentario. Además, esta guía está orientada a los principales actores del sector ganadero, quienes serán los primeros implicados en la toma de decisiones sobre qué tecnología o tren de tratamiento es el más adecuado para sus necesidades económicas y objetivos en el mercado.

Estrategia “de la granja a la mesa” para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente

- **Objetivo principal:** recompensar a los agricultores, pescadores y otros operadores de la cadena alimentaria que ya hayan superado la transición hacia prácticas sostenibles, facilitar la transición para los demás y crear oportunidades adicionales para sus empresas.
- La transición hacia sistemas alimentarios sostenibles también es una enorme oportunidad económica que les permitirá hacer de la sostenibilidad su marca y garantizar el futuro de la cadena alimentaria de la UE.
- Un sistema alimentario sostenible será esencial para alcanzar los objetivos climáticos y medioambientales del Pacto Verde, al tiempo que mejora los ingresos de los productores primarios y refuerza la competitividad de la UE.
- Existe la necesidad urgente de reducir la dependencia de plaguicidas y antimicrobianos, reducir el exceso de fertilización, aumentar la agricultura ecológica, mejorar el bienestar de los animales y revertir la pérdida de biodiversidad.

Los objetivos de esta guía toman como referente los hitos marcados por la CE en cuanto al desarrollo de prácticas sostenibles y mejora ambiental. La estrategia “de la granja a la mesa” es una declaración de intenciones y compromiso con los actores principales del sector agroalimentario, que velará por una transición hacia la elaboración de productos sostenibles favorable para todos los actores implicados. Si bien la implementación de tecnologías o el diseño de nuevas plantas de tratamiento para la gestión de deyecciones ganaderas puede parecer un camino costoso a corto plazo, este documento proporciona una serie de recomendaciones clave para la evolución del sector ganadero hacia prácticas más sostenibles y seguras para el medio ambiente y la salud humana.

Cabe destacar, entre otras, las siguientes medidas que plantea la Comisión para garantizar una producción alimentaria sostenible:

- **Propuesta legislativa sobre un marco para un sistema alimentario sostenible antes de finales de 2023:** Con objeto de acelerar y facilitar la transición y de garantizar que todos los alimentos introducidos en el mercado de la UE sean cada vez más sostenibles.
- **Nutrientes:**
 - Acciones para reducir las pérdidas de nutrientes en un 50% como mínimo, garantizando al mismo tiempo que no se deteriore la fertilidad del suelo, lo que reducirá el uso de fertilizantes en al menos un 20% de aquí a 2030.

- La Comisión desarrollará junto con los Estados miembros un plan de acción de gestión integrada de nutrientes para abordar la contaminación por nutrientes en origen y aumentar la sostenibilidad del sector ganadero.
- **Resistencia a los antibióticos:** La Comisión tomará medidas destinadas a reducir la venta general de antimicrobianos en la UE para animales de granja y de acuicultura en un 50 % de aquí a 2030. Los nuevos Reglamentos sobre medicamentos veterinarios y piensos medicamentosos establecen una amplia gama de medidas para contribuir a este objetivo y promover el planteamiento *“One Health”*.
- **Reforma de la PAC:** La transición planteada en la estrategia “de la granja a la mesa” debe contar con el apoyo de una PAC que se centre en el Pacto Verde. La nueva PAC⁵³, propuesta por la Comisión en junio de 2018, tiene por objeto ayudar a los agricultores a mejorar su rendimiento medioambiental y climático gracias a un modelo más orientado a los resultados, un mejor uso de los datos y análisis, mejores normas medioambientales obligatorias, nuevas medidas voluntarias y un mayor énfasis en la inversión en tecnologías y prácticas ecológicas y digitales.

En base a todas estas medidas propuestas y acciones previstas para llevar a cabo, sin lugar a dudas, esta guía de recomendaciones representará una herramienta indispensable que facilitará la participación crucial de actores de los sectores ganadero y agricultura en los esfuerzos comunes de la UE y otros organismos internacionales para el desarrollo sostenible del sector agroalimentario incluyendo la mejora de: (i) la gestión y revalorización de residuos; (ii) la gestión y el control del excedente de nutrientes; (iii) la reducción de las emisiones de fármacos y antibióticos para la mitigación de los riesgos que pueden suponer para el medioambiente y en última instancia para la salud humana.



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

4

Selección de fármacos
y antibióticos de uso
veterinario

4. Selección de fármacos y antibióticos de uso veterinario

En la Tabla 2 se detallan los fármacos y antibióticos de uso veterinario seleccionados para estudiar su eliminación en las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas.

Tabla 2. Antibióticos y fármacos seleccionados para estudiar su eliminación en plantas de tratamiento de purines

Clase	Compuesto	Clase	Compuesto
Tetraciclinas	Tetraciclina	Macrólidos	Eritromicina
	Oxitetraciclina		Tilosina
	Clortetraciclina		Tilmicosina
	Doxiciclina		Espiramicina
Fluoroquinolonas	Ofloxacina		Tilvalosina
	Ciprofloxacino	Antibióticos y anti-protozoarios	Salinomicina
	Enrofloxacino	Monensina	
	Marbofloxacino	Antihelmínticos	Flubendazol
	Danofloxacina	Fenbendazol	
Sulfamidas	Sulfametoxazol	Anti-inflamatorios	Flunixina
	Sulfametazina	Lincosamidas	Lincomicina
	Sulfamerazina		
	Sulfadimetoxina		
Pleuromutilinas	Tiamulina	Otros	Trimetoprima
Quinolonas	Flumequina		
	Ácido oxolínico		

Estos compuestos se han seleccionado porque son los fármacos y antibióticos de mayor uso en explotaciones ganaderas (especialmente en el sector porcino y vacuno) e incluyen diferentes grupos terapéuticos. Según el último informe sobre el análisis del consumo de antibióticos y de resistencias de la Agencia Europea del Medicamento⁶⁴, las tetraciclinas y sulfamidas son los antibióticos más vendidos para animales destinados a la producción de alimentos. Además, los antibióticos de la familia de las fluoroquinolonas, macrólidos, tetraciclinas, polimixina (colistina) y lincosamidas son los antibióticos de mayor uso en granjas de cría de cerdos, sobre todo durante las primeras etapas del ciclo productivo^{65,66}. De hecho, un estudio que evaluó el consumo de antibióticos en granjas de cría de cerdos demostró que las cefalosporinas de tercera generación, las penicilinas, la colistina y las fluoroquinolonas eran los compuestos con mayor prevalencia, mientras que las sulfamidas, la trimetoprima, las tetraciclinas y las pleuromutilinas (tiamulina) eran las sustancias de mayor uso (según los datos en dosis diarias/animales)⁶⁵. Todos estos antibióticos se administran principalmente para tratar enfermedades gastro-entéricas (71,43%), seguido de patologías respiratorias (28,57%) y reproductivas (14,29%)⁶⁵.

Por otro lado, los antibióticos ionóforos, como la monensina, son también compuestos ampliamente utilizados, sobre todo para el tratamiento de la coccidiosis, el síndrome de la diarrea de post-destete y la disentería porcina, entre otros. La mayoría de estas sustancias, especialmente los antibióticos macrólidos, tetraciclinas y fluoroquinolonas, son también los compuestos de mayor uso en granjas de cría de ganado vacuno.

Además de los antibióticos de mayor uso, también se incluyen fármacos de uso veterinario, como el antihelmíntico flubendazol y el antiinflamatorio flunixinina. Estos dos compuestos, ambos aprobados por la Agencia Europea del Medicamento (EMA), se utilizan ampliamente en explotaciones ganaderas para la eliminación de parásitos (ej. gusanos estomacales) y para la reducción de la fiebre en casos de enfermedades respiratorias.

En la Tabla 3 se muestran los fármacos y antibióticos detectados en el purín porcino y en el purín vacuno durante las campañas de muestreo realizadas en las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas que se incluyen en este documento, así como también el rango de concentraciones en las que fueron detectados. Los resultados obtenidos indican que las tetraciclinas fueron los compuestos detectados en mayor concentración en el purín porcino (n.d.-2156 µg/L), mientras que en el purín vacuno las concentraciones más altas detectadas se correspondieron con los grupos de las tetraciclinas (n.d.-202 µg/L) y las fluoroquinolonas (n.d.-99 µg/L). Comparando la composición de ambos purines, en general, la concentración de fármacos y antibióticos fue significativamente más alta en los purines de origen porcino.

Tabla 3. Concentraciones de fármacos y antibióticos detectados en purín porcino y purín vacuno durante las 3 campañas de muestreo realizadas

Compuesto	Purín porcino (µg/L)	Purín vacuno (µg/L)
Lincomicina	15-142	n.d.
Oxitetraciclina	39-191	n.d.-202
Clortetraciclina	1,06-55	1,3-17
Doxiciclina	n.d.-2156	n.d.
Tetraciclina	143-2082	8,4-48
Ciprofloxacino	0,94-43	4,9-96
Enrofloxacino	2,9-281	5,56-99
Marbofloxacino	n.d.-41	n.d.-0,48
Tiamulina	0,20-31	n.d.
Tilmicosina	0,032-0,75	n.d.
Flubendazol	n.d.-14	n.d.-0,16
Flunixinina	n.d.-140	1,9-13

* n.d.: no detectado



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

5

Reducción de fármacos
y antibióticos en plantas
de tratamiento de
deyecciones ganaderas

5. Reducción de fármacos y antibióticos en plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas

Las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas tienen como objetivo principal reducir, eliminar y/o concentrar la materia orgánica y los nutrientes con el fin de alcanzar los límites máximos establecidos para el vertido de efluentes líquidos a cauce público y/o las concentraciones de nitrógeno y fósforo permitidas para la valorización de los productos obtenidos en superficies agrícolas sin riesgos de contaminación ambiental, tales como la eutrofización de las aguas superficiales o la contaminación de acuíferos debido a la presencia de nitratos. Estos sistemas de tratamiento son esenciales para aquellas explotaciones ganaderas las cuales disponen de una superficie agrícola insuficiente para realizar una correcta gestión agronómica de los purines y están mayoritariamente situadas en zonas declaradas como vulnerables o en zonas con alto riesgo de eutrofización.

Actualmente existen en el mercado numerosas alternativas para la gestión de purines de origen porcino y bovino. Estos sistemas de tratamiento se pueden clasificar en dos categorías⁶⁷: i) tecnologías de tratamiento consolidadas las cuales incluyen separación sólido-líquido, compostaje, digestión anaerobia, nitrificación-desnitrificación y secado solar y, ii) tecnologías de tratamiento innovadoras las cuales integran sistemas de filtración por membrana, ozonización, electrocoagulación, stripping y absorción, entre otras. La elección de las tecnologías se realiza en base a la caracterización fisicoquímica del purín y a los objetivos específicos de cada planta de tratamiento, siendo frecuente la instalación de trenes de tratamiento los cuales combinan varias tecnologías con el fin de maximizar el potencial del sistema.

A día de hoy, la información disponible sobre la capacidad de estos sistemas de tratamiento para reducir la concentración de fármacos y antibióticos de origen veterinario presentes en deyecciones ganaderas es muy limitada ya que la legislación actual no establece el seguimiento y control de las concentraciones de estos contaminantes. En consecuencia, el principal objetivo de esta guía es evaluar la eficacia de diferentes tecnologías instaladas en las plantas de tratamiento de purines para reducir la concentración de fármacos, antibióticos y genes de resistencia a antibióticos detectados en el purín crudo, minimizando de esta forma el riesgo potencial asociado al uso de los sub-productos obtenidos como fertilizantes en agricultura.

En esta guía se presentan los principales resultados obtenidos durante la evaluación técnica de 5 tecnologías frecuentemente utilizadas para el tratamiento de purines tanto de origen porcino como bovino. El potencial de estas tecnologías se ha analizado en un contexto global, integradas en 3 plantas de tratamiento basadas en: i) digestión anaerobia, ii) nitrificación-desnitrificación y iii) compostaje, respectivamente. Los trenes de tratamiento seleccionados en base a su actual aplicación en explotaciones ganaderas integran tanto tecnologías consolidadas (separación de fases, digestión anaerobia, nitrificación-desnitrificación o compostaje) como tratamientos innovadores basados en sistemas de filtración por membrana (específicamente, ósmosis inversa). Con el fin de evaluar cómo afecta la variabilidad estacional al potencial de las tecnologías para reducir la concentración de fármacos y antibióticos, se realizaron tres campañas de muestreo entre octubre de 2016 y julio de 2017.

5.1. Descripción de las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas seleccionadas

5.1.1. Planta basada en digestión anaerobia, separación de fases y ósmosis inversa

La planta de tratamiento seleccionada trata aproximadamente 7300 t/año de purín de cerdo y 10950 t/año de lodos de matadero, los cuales se utilizan como co-sustrato durante la etapa de digestión anaerobia. Un esquema del tren de tratamiento aplicado se muestra en la Figura 6. Durante la primera etapa, el purín porcino y los lodos de matadero se tratan en un digestor anaerobio que opera en el rango mesófilo (25-45°C) con el objetivo de eliminar materia orgánica y producir biogás valorizable en forma de energía. A continuación, el digestato obtenido se separa en dos corrientes mediante la acción de una centrífuga, obteniendo como resultado una fracción sólida que se almacena en la planta para su posterior aplicación como fertilizante en agricultura y una fracción líquida que se trata en un sistema de ósmosis inversa de dos etapas con el fin de obtener un permeado de alta calidad (~80%) y un concentrado (~20%) para ser valorizado en aplicaciones agrícolas debido a su alto contenido en nutrientes. Los puntos de muestreo (indicados en la Figura 6) incluyen: el purín crudo (1), los lodos de matadero (2), el digestato (3), la fracción sólida de la centrífuga (4), la fracción líquida de la centrífuga después de su paso por el flotador (5), el permeado de la primera etapa del sistema de ósmosis inversa (6), el concentrado de la primera etapa del sistema de ósmosis inversa (7), el permeado de la segunda etapa del sistema de ósmosis inversa (8) y el concentrado de la segunda etapa del sistema de ósmosis inversa (9).

5.1.2. Planta basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación

La planta de tratamiento de purines seleccionada basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación trata el purín porcino generado en una granja de cerdos con 4500 cabezas de ganado (incluyendo madres y lechones). Un esquema del tren de tratamiento aplicado en esta granja se muestra en la Figura 7. El purín crudo se almacena en una balsa de homogeneización y posteriormente se trata en un separador sólido-líquido tipo prensa tornillo con el fin de obtener una fracción sólida con un alto contenido en sólidos y una corriente líquida diluida. A continuación, la fracción líquida se trata en un reactor de nitrificación-desnitrificación (NDN) de tipo SBR (reactor biológico secuencial) empleando un tiempo de retención hidráulico de 30 d. La purga del reactor NDN se trata en una centrífuga con el objetivo de obtener lodo deshidratado y un clarificado. Los productos finales de la planta de tratamiento de purines son: una corriente sólida constituida por la fracción sólida del separador sólido-líquido y el lodo deshidratado y, una corriente líquida la cual integra el efluente del reactor NDN y el sobrenadante de la centrífuga. Ambas corrientes se almacenan en la planta y posteriormente se aplican en campos de cultivo. Los puntos de muestreo (indicados en la Figura 7) incluyen: el purín crudo a la salida de la balsa de homogeneización (1), la fracción líquida del separador sólido-líquido (2), la fracción sólida del separador sólido-líquido (3), el efluente del reactor NDN (4), la purga del reactor NDN (5), el lodo deshidratado procedente de la centrífuga (6) y el clarificado de la centrífuga (7).

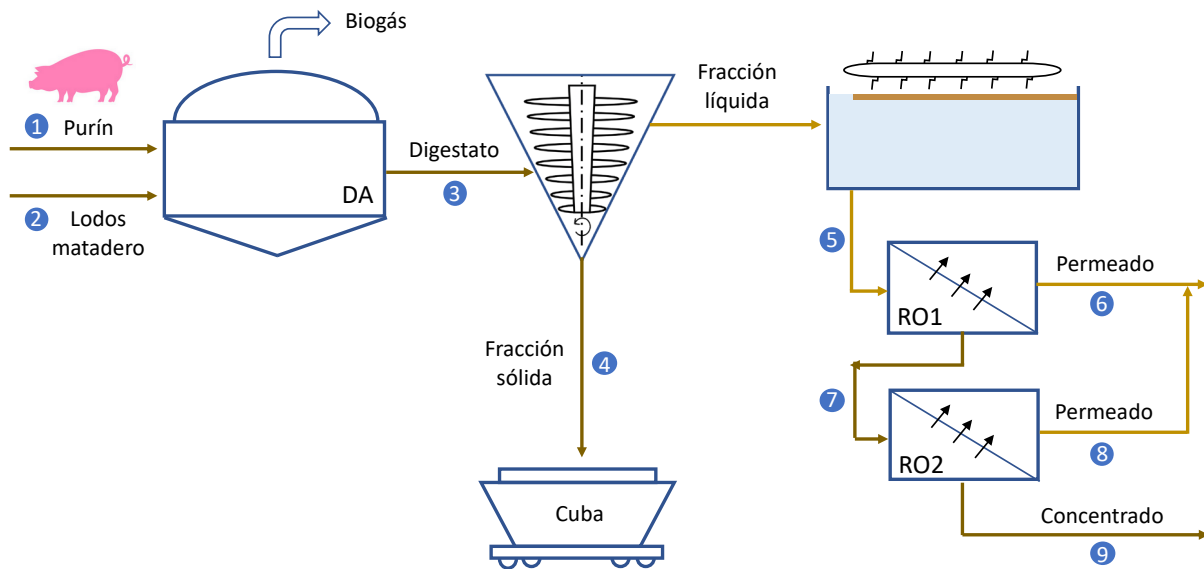


Figura 6. Esquema de la planta de tractament de residus ganaders basada en digestió anaeròbia, separació de fases i òsmosis inversa. Els números indiquen els punts de mostreig

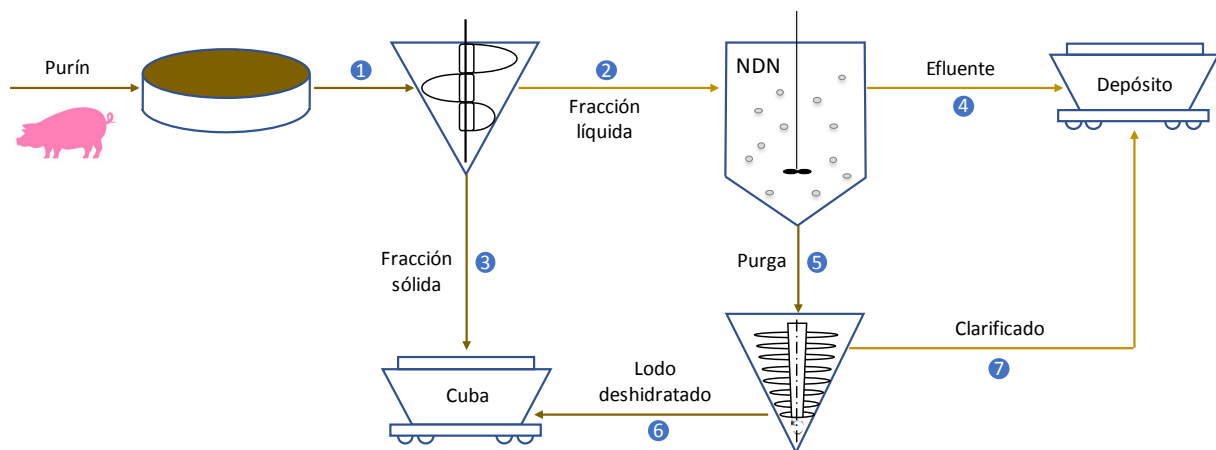


Figura 7. Esquema de la planta de tractament de purins porcíns basada en separació de fases i nitrificació-desnitrificació. Els números indiquen els punts de mostreig

5.1.3. Planta de compostaje

La planta de tratamiento seleccionada trata el estiércol generado en una explotación ganadera de vacas lecheras con más de 300 cabezas de ganado. De todas estas vacas, 250 son vacas adultas destinadas a la producción de leche y el resto son terneras jóvenes para reposición o vacas en situación no productiva. El estiércol generado en la explotación (en torno a 15 m³/d), mezcla de purín de vaca y aguas de limpieza, se trata en un separador sólido-líquido con el objetivo de obtener una fracción líquida la cual se utiliza directamente como fertilizante en campos y una fracción sólida que se destina a compostaje con el fin de obtener un producto sólido estabilizado. Los puntos de muestreo (indicados en la Figura 8) incluyen: el estiércol de vaca (1), la fracción líquida del separador sólido-líquido (2), la fracción sólida del separador sólido-líquido (3) y el compost obtenido tras el proceso completo de compostaje (4).

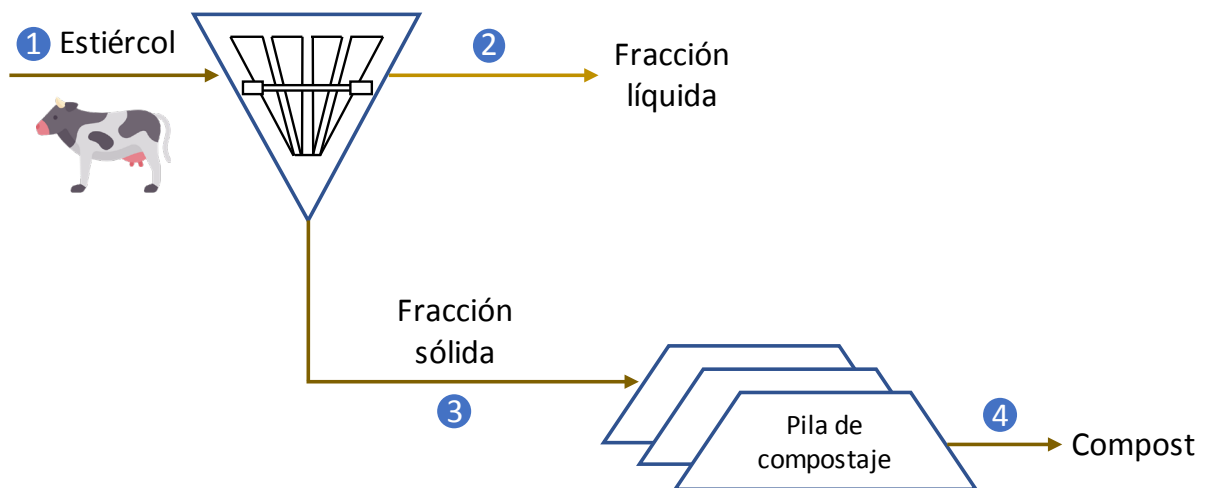


Figura 8. Esquema de la planta de tratamiento de estiércol de vaca. Los números indican los puntos de muestreo

5.2. Eficacia de las tecnologías para la reducción/concentración de nutrientes y antibióticos

5.2.1. Tratamientos biológicos

5.2.1.1. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un tratamiento biológico que se aplica con el objetivo principal de reducir la concentración de materia orgánica durante el tratamiento anaerobio de residuos con alto contenido orgánico y producir biogás, valorizable en forma de energía. Además, también se obtiene un corriente de digestato, valorizable como biofertilizante. El digestor anaerobio instalado en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia para el tratamiento de purín porcino y lodos de matadero (Figura 9) tiene un volumen de 5000 m³ y opera en el rango mesófilo (~37°C) con un tiempo de residencia hidráulico de 75-80 días.

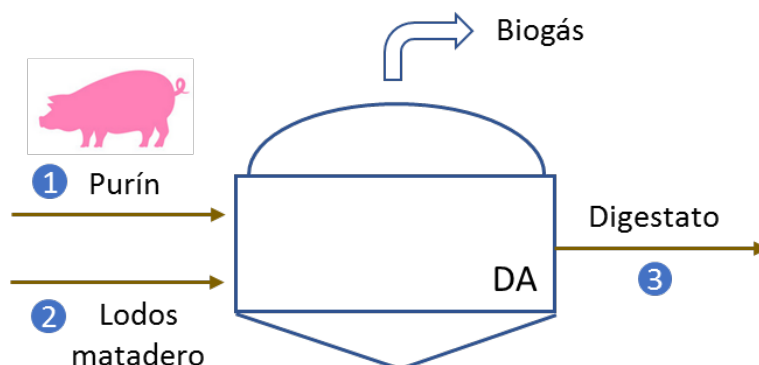


Figura 9. Digester anaerobio instalado en la planta basada en digestión anaerobia

Durante las 3 campañas de muestreo realizadas, la eficacia del digester anaerobio para la reducción de la materia orgánica se mantuvo entre el 55-75%. Las concentraciones de nitrógeno y fósforo total detectadas en el digestato (Tabla 4) fueron comparables a los valores de entrada al sistema (contribución de los purines y los lodos de matadero) ya que la digestión anaerobia no tiene como objetivo la eliminación de estos nutrientes. El digestato obtenido durante la co-digestión de los purines de cerdo y los lodos de matadero se caracterizó por un alto contenido en sólidos totales (6 y 25%) y nutrientes (6,7-7,7 g NTK/L, 0,8-1,9 g P/L y 0,45-1,1 g K/L).

Tabla 4. Caracterización fisicoquímica de las corrientes de entrada y salida de del digester anaerobio instalado en la planta de tratamiento de residuos ganaderos

Muestras líquidas		ST (%)	DQO (g/L)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purín crudo (1)	Min.	2,2	10	2,3	708	130	0,023	0,16
	Max.	26	38	4,3	1700	1300	5,8	1,7
Digestato (3)	Min.	6,3	53	6,7	820	450	0,74	7,2
	Max.	25	75	7,7	1900	1080	22	12

Muestras sólidas		ST (%)	DQO (g/kg*)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Lodos matadero (2)	Min.	4,7	220	11	1500	450	1,5	0,08
	Max.	18	243	34	4300	2500	18	59

* Parámetros expresados sobre base húmeda

En la Figura 10 se representa la reducción de los antibióticos y fármacos de uso veterinario durante la etapa de digestión anaerobia. En este caso los resultados se expresan como la relación entre la concentración de antibióticos y fármacos detectados en la salida del digester respecto a la concentración en la entrada (purín y lodos de matadero). Los valores inferiores a la unidad indican que hay eliminación durante el proceso de tratamiento, mientras que valores más altos o iguales a la unidad muestran que no hay reducción. Los resultados obtenidos indican que hay una gran variabilidad en la eliminación de los compuestos entre las diferentes campañas de muestreo, lo que se puede atribuir a la variabilidad en la composición de los residuos de entrada a la planta (Tabla 4). En general, la tasa de reducción de los antibióticos y fármacos durante el tratamiento

anaerobio fue baja. Sin embargo, con el fin de obtener resultados más precisos sobre la eficacia de esta tecnología para reducir la concentración de estos compuestos sería necesario realizar campañas de muestreo respetando el tiempo de residencia hidráulico del reactor (~75 días). En términos generales, se observa mayor reducción del contenido en fármacos y antibióticos durante la segunda campaña de muestreo, donde todos los compuestos fueron parcialmente degradados excepto la lincomicina. Analizando la reducción de los compuestos a nivel individual, se observan comportamientos diferenciados: los antibióticos macrólidos como la tilmicosina y la tilosina muestran porcentajes de eliminación moderados-altos (entre el 42 y el 94%), dependiendo de la época del año, mientras que el flubendazol y la flunixinina presentan reducciones entre el 12 y el 90%. Sin embargo, la mayoría de los antibióticos y fármacos, incluyendo la lincomicina, las fluoroquinolonas y las tetraciclinas, muestran una reducción relativamente baja o incluso nula durante el proceso de digestión anaerobia. Algunas excepciones son el marbofloxacino, antibiótico del grupo de las fluoroquinolonas, con eliminaciones entre el 72 y 96% y, las tetraciclinas doxiciclina y clortetraciclina, con reducciones entre el 35 y 68%, respectivamente.

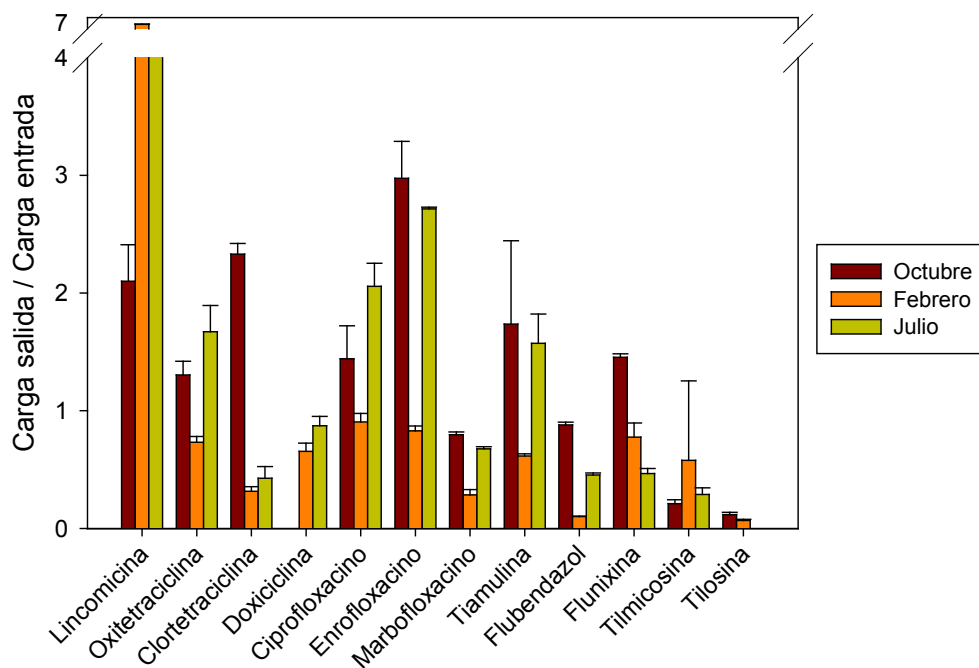


Figura 10. Reducción de fármacos y antibióticos durante la digestión anaerobia. Valores <1 indican reducción y valores >1 indican que no hay eliminación

Los resultados obtenidos en este estudio coinciden con los obtenidos en estudios previos donde también se ha observado una baja degradación de las tetraciclinas⁶⁸ y moderada para los macrólidos⁶⁹ en digestores anaerobios operados en condiciones mesófilas (37°C). Algunos estudios han demostrado que la eliminación de fármacos y antibióticos en el proceso de digestión anaerobia mejora cuando se opera en condiciones termófilas en comparación a temperaturas mesófilas (37°C)⁷⁰⁻⁷². Sin embargo, otras investigaciones indican que no hay diferencias entre las condiciones mesófilas y termófilas^{73,74}, lo que sugiere que la temperatura no es el único factor que regula la eliminación de fármacos y antibióticos, sino que hay otros factores determinantes, como el tiempo de retención de los sólidos, la presencia de determinadas comunidades bacterianas, etc.

5.2.1.2. Nitrificación-desnitrificación

El proceso de nitrificación-desnitrificación tiene como objetivo principal eliminar el nitrógeno contenido en una fracción líquida mediante la transformación del nitrógeno amoniacal en nitrógeno gas. Durante la etapa de nitrificación las bacterias autótrofas nitrificantes realizan la oxidación de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) en condiciones aerobias, mientras que en la etapa de desnitrificación el nitrato se reduce a nitrógeno gas (N_2) debido a la actividad biológica heterótrofa en condiciones anóxicas. El reactor de NDN instalado en la planta de tratamiento de purín porcino (Figura 11) es de tipo SBR y opera con un tiempo de residencia hidráulico de 30 días. Este reactor biológico trata la fracción líquida del purín obtenida en un separador sólido-líquido con las características que se detallan en la Tabla 5.

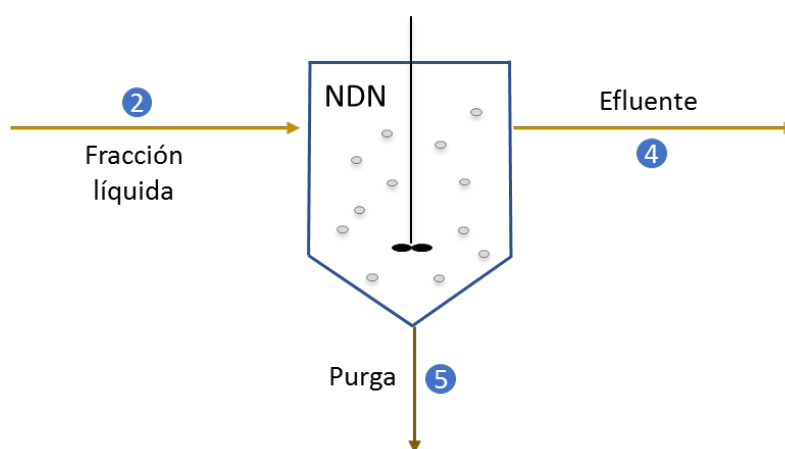


Figura 11. Reactor NDN instalado en la planta de tratamiento basada en nitrificación-desnitrificación

La eficacia del reactor de NDN para reducir la concentración de nitrógeno se mantuvo en torno al 77% durante las 3 campañas de muestreo realizadas demostrando la eficacia de esta tecnología para reducir la concentración de nitrógeno en la fracción líquida del purín. El efluente del reactor NDN obtenido se caracterizó por un bajo contenido en sólidos totales (0,5-0,7%), nitrógeno (7-290 mg NTK/L) y fósforo (3,8-152 mg P/L); mientras que en la purga del reactor, la cual presentó un mayor porcentaje de sólidos (2,1-2,5%), se concentraron tanto los nutrientes (0,8-1,1 g NTK/L y 0,6-1,1 g P/L) como los metales (9,3-67,3 mg Cu/L y 23,3-88,1 mg Zn/L).

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica de las corrientes de entrada y salida del reactor NDN instalado en la planta de tratamiento de purín porcino

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fracción líquida (2)	Min.	2,06	2,24	330	1493	5,78	16,67
	Max.	2,57	3,13	615	11778	20,00	27,12
Efluente NDN (4)	Min.	0,50	0,007	3,77	703	< 1,33	10,22
	Max.	0,73	0,29	152	897	2,60	29,96
Purga (5)	Min.	2,14	0,84	652	423	9,33	23,33
	Max.	2,51	1,14	1082	804	67,33	88,09

* Parámetros expresados sobre base húmeda

En la Figura 12 se representan las eliminaciones máximas y mínimas observadas para fármacos y antibióticos en el reactor de nitrificación-desnitrificación durante las 3 campañas de muestreo. En general, se observan porcentajes de reducción moderados para la mayoría de los compuestos. Los resultados obtenidos indican que la eficacia del proceso de nitrificación-desnitrificación para reducir la concentración de antibióticos es compuesto-específica. En este sentido, algunos compuestos como la lincomicina mostraron tasas de reducción por encima del 80%, mientras que otros como la trimetoprima y el marbofloxacino exhibieron tasas de reducción más moderadas (< 40%). Las diferencias observadas en las tasas de reducción de los fármacos y antibióticos entre las diferentes campañas de muestreo (Figura 12) se pueden atribuir a la variabilidad en la composición de la fracción líquida que entra al reactor de NDN y a que las muestras de salida y entrada al reactor se tomaron el mismo día, sin tener en cuenta el tiempo de retención hidráulica (~30 días). Las tetraciclinas, compuestos detectados a más altas concentraciones en el purín de cerdo, exhibieron tasas medias de eliminación en torno al 50% durante las 3 campañas de muestreo realizadas. Las fluoroquinolonas, segundo grupo de compuestos detectados en concentraciones altas, presentaron porcentajes de reducción alrededor del 40%. Otros antibióticos como la tiamulina y la tilmicosina muestran tasas de eliminación altas (en torno 84,5% y 78,6%, respectivamente), mientras que otros fármacos como el flubendazol se degradaron sobre un 40%. La mayor tasa de reducción para los fármacos y antibióticos evaluados se observó durante la segunda campaña de muestreo realizada en abril, con una media de reducción del 59,5% para todos los compuestos detectados. Por el contrario, durante la primera campaña de muestreo que se realizó en el mes de octubre, el proceso de nitrificación-desnitrificación sólo fue efectivo para reducir un 34% de la carga total de fármacos y antibióticos de entrada al reactor.

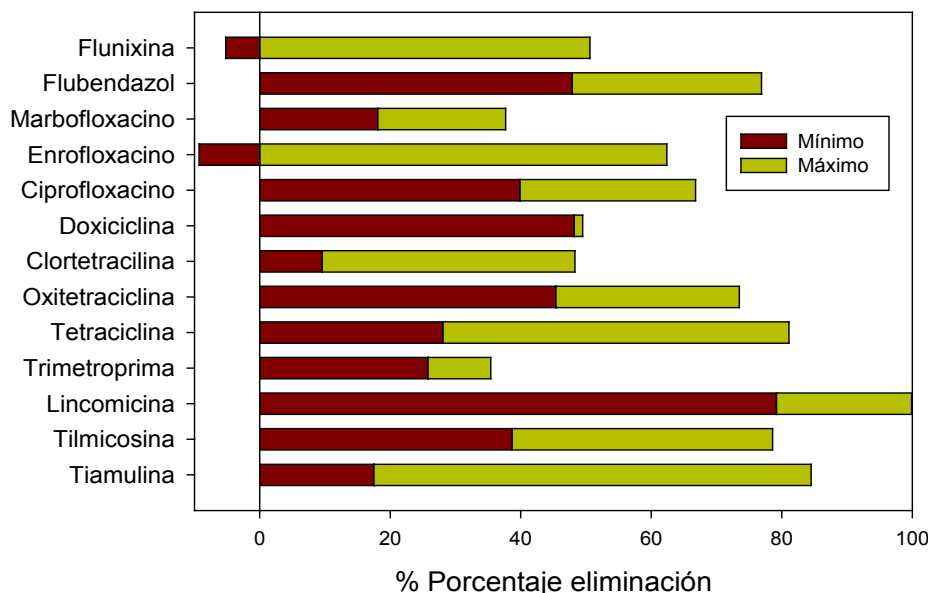


Figura 12. Eliminación de fármacos y antibióticos durante la etapa de nitrificación-desnitrificación

Hasta dónde llega nuestro conocimiento, este es el primer estudio que ha evaluado la reducción de fármacos y antibióticos durante el proceso de nitrificación-desnitrificación en una planta de tratamiento de deyecciones ganaderas. Por lo tanto, en base a las tasas de eliminación determinadas en el desarrollo de este estudio es posible afirmar que el proceso de nitrificación-desnitrifi-

cación es una tecnología adecuada para la reducción de fármacos y antibióticos en las fracciones líquidas de purín crudo, lo que permitiría reducir el riesgo potencial de estos efluentes durante la irrigación de campos de cultivo.

5.2.1.3. Compostaje

El compostaje es un tratamiento biológico que se aplica a los residuos sólidos orgánicos con el objetivo de reducir la concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable y obtener un producto final estabilizado con alto contenido en nutrientes y una humedad moderada que pueda ser valorizado como biofertilizante en agricultura. La planta de compostaje empleada para la estabilización de la fracción sólida del estiércol en la planta de tratamiento de purín vacuno (Figura 13) está formada por cinco trincheras con aireación forzada siendo las dimensiones de cada trinchera de 14 m de largo y 1,5 m de ancho. El proceso de compostaje en esta planta tiene una duración en torno a las 4-5 semanas (duración de la etapa de descomposición).

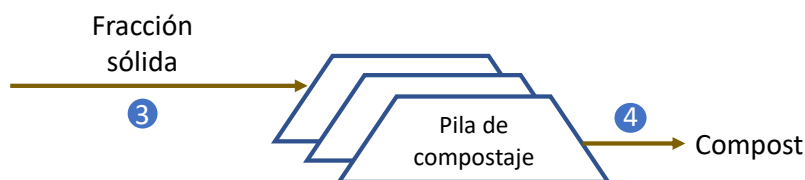


Figura 13. Pilas de compostaje

Durante las 3 campañas de muestreo realizadas, la degradación de la materia orgánica contenida en la fracción sólida del purín vacuno supuso que tanto fósforo, potasio, como los metales (Cu y Zn) se concentraran en el producto final (Tabla 6). Del mismo modo que ocurrió con los otros nutrientes, el NTK también se concentró durante el proceso de compostaje observando una concentración en el producto final en torno a un 50% superior a la detectada en el material de partida. El compost obtenido, posteriormente utilizado como fertilizante en suelos agrícolas, presentó una relación N:P(P₂O₅):K(K₂O) máxima de 3:1:1 (% en base seca) y fue clasificado como compost clase C en base a las concentraciones promedio detectadas de cobre y zinc (RD 506/2013). El contenido en nutrientes del producto final fue superior al valor mínimo que se establece en la regulación de fertilizantes europea (Reglamento 2019/1009) para el grupo de fertilizantes orgánicos sólidos.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica de las corrientes de entrada y salida de las trincheras de compostaje

Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Fracción sólida (3)	Min.	18,98	13,7	987	4171	75,9	526
	Max.	22,18	16,2	2558	5025	79,4	581
Compost (4)	Min.	17,43	27,0	1660	9221	67,1	581
	Max.	34,64	29,8	4600	12161	201	843

* Parámetros expresados sobre base seca

En la Figura 14 se representan los porcentajes de reducción máximos y mínimos para fármacos y antibióticos en las trincheras de compostaje durante las 3 campañas de muestreo.

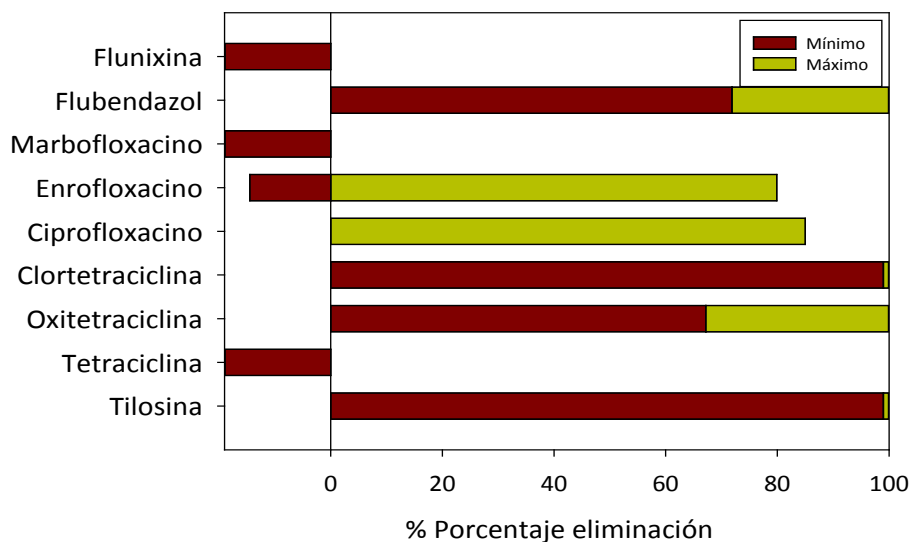


Figura 14. Reducción de fármacos y antibióticos durante el proceso de compostaje

En general, se observó que el proceso de compostaje presenta una eficacia moderada-alta para reducir la concentración de fármacos y antibióticos detectados en la fracción sólida del estiércol vacuno. Sin embargo, se observaron diferencias significativas en la tasa de reducción de los compuestos analizados durante las diferentes campañas de muestreo realizadas. Estas diferencias se pueden atribuir a la variabilidad en la composición de las fracciones sólidas, así como también a las diferentes condiciones operacionales (ej. temperatura, pH, relación C/N, humedad o concentración de oxígeno) las cuales se ha demostrado que pueden influir en el porcentaje de degradación de estos compuestos⁷⁵. Analizando el comportamiento individual de los fármacos y antibióticos seleccionados, se observó que algunos compuestos como el ciprofloxacino, enrofloxacino, y el flubendazol presentaron una tasa de reducción relativamente alta durante la primera campaña de muestreo realizada (72-85%), mientras que otros antibióticos como son la tilosina y la oxitetraciclina fueron completamente degradados (> 99%). Por el contrario, el potencial del proceso de compostaje para reducir la concentración de otros compuestos tales como la tetraciclina y marbofloxacino fue prácticamente nula ya que estos compuestos no fueron degradados durante el tratamiento. Los porcentajes de eliminación observados en este estudio coinciden, en general, con los obtenidos en estudios previos, donde se han observado reducciones de los antibióticos pertenecientes a los grupos de las tetraciclina, sulfamidas y macrólidos de entre el 70 y el 99%⁷⁶. Para las fluoroquinolonas, se han observado eliminaciones del 99% para enrofloxacino, mientras que ciprofloxacino y ofloxacino son más persistentes⁷⁶.

Estos datos demuestran que el compostaje es una tecnología altamente eficiente para reducir las concentraciones de fármacos y antibióticos presentes en fracciones sólidas y, por lo tanto, con potencial para ser aplicado tanto para el tratamiento de estiércol de vaca como para la fracción sólida de los purines de cerdo.

5.2.2. Tratamientos físicos

5.2.2.1. Separador sólido-líquido

El separador sólido-líquido es una tecnología utilizada para separar las fracciones sólida y líquida contenidas en una corriente líquida mediante la aplicación de una acción mecánica. Dentro de esta categoría existen diferentes tipos: filtro prensa, prensa tornillo, etc. El separador sólido-líquido instalado en la planta basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación para el tratamiento del purín porcino (Figura 15) es de tipo prensa tornillo y presentó un rendimiento sólido-líquido medio de separación durante las 3 campañas de muestreo realizadas entre 3,4-11%. Es decir, entre un 3,4% y un 11% del volumen de purín se recuperó como fracción sólida y entre un 89% y un 96,6% se recuperó como fracción líquida. La fracción líquida obtenida se caracterizó por un contenido en nutrientes de 2,2-3,1 g NTK/L, 330-615 mg P/L y 1,4-11,7 g K/L, mientras que fracción sólida mostró altas concentraciones de nitrógeno y fósforo (3,4-7,2 g NTK/kg y 2,2-3,9 g P/L, respectivamente) (Tabla 7).

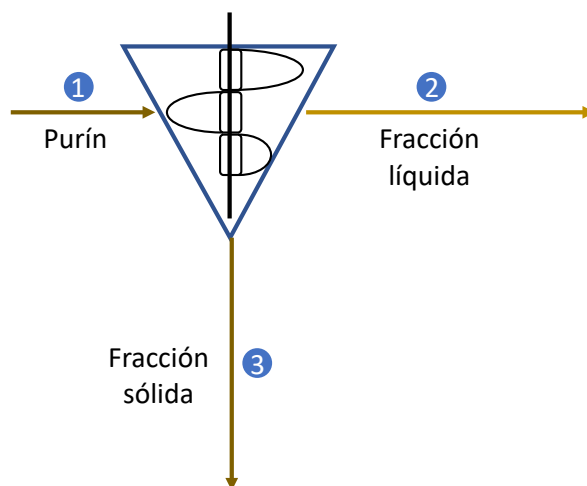


Figura 15. Separador sólido-líquido instalado en la planta basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación

Tabla 7. Caracterización fisicoquímica de la entrada y salidas del separador sólido-líquido instalado en la planta de tratamiento basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación (Figura 7). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo.

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purín crudo (1)	Min.	2,84	2,36	535	933	7,11	10,37
	Max.	5,34	3,82	1200	12889	23,11	36,18
Fracción líquida (2)	Min.	2,06	2,24	330	1493	5,78	16,67
	Max.	2,57	3,13	615	11778	20,0	27,12

Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Fracción sólida (3)	Min.	26,03	3,43	2169	2644	31,06	16,37
	Max.	27,80	7,19	3894	2996	34,75	41,11

* Parámetros expresados sobre base húmeda

En la Figura 16 se representa la distribución de fármacos y antibióticos en la fracción sólida obtenida en el separador sólido-líquido durante el tratamiento del purín de cerdo. En este caso, aproximadamente el 40% de los fármacos y antibióticos se concentran en la fracción sólida, que representa el 3-11% del volumen total de purín tratado con esta tecnología, mientras que el 60% restante se distribuyen en la fracción líquida, la cual posteriormente se tratará mediante el proceso de nitrificación-desnitrificación. Específicamente, el 63% de la tetraciclina, un 64% de la clortetraciclina, un 57% de la doxiciclina y un 65% de enrofloxacino se distribuyen en la fracción líquida, así como un 88% de la lincomicina y un 85% de la flunixinina, mientras que un 57% de la tiamulina y un 52% de la tilmicosina se concentran en la fracción sólida.

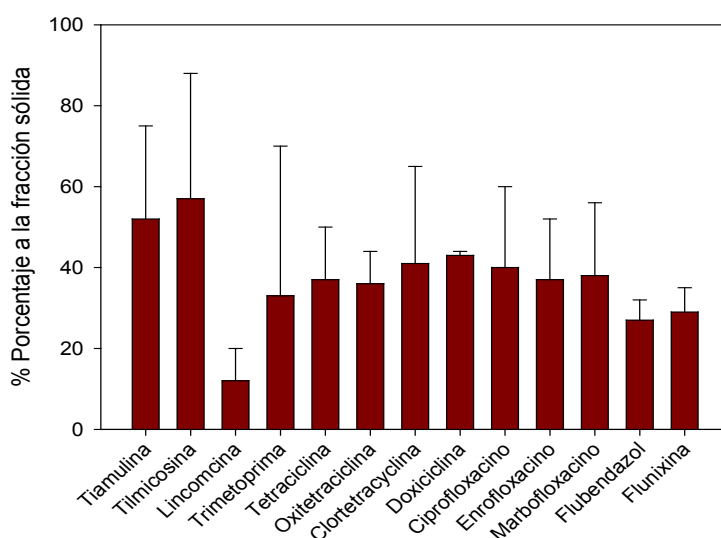


Figura 16. Distribución de fármacos y antibióticos en la fracción sólida del separador sólido-líquido

5.2.2.2. Centrífuga

La centrífuga es una tecnología utilizada para la separación de sólidos y líquidos mediante la aplicación de una acción mecánica, adicionando coagulantes y/o polímeros para alcanzar altos rendimientos de separación.

La centrífuga instalada para el tratamiento del digestato en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia (Figura 17) presentó un rendimiento medio sólido-líquido en torno al 30% (es decir, 30% fracción sólida y 70% fracción líquida) durante las 3 campañas de muestreo realizadas (Tabla 8). Durante esta etapa de separación, los nutrientes (N, P y K) se concentraron mayoritariamente en la fracción sólida (11-22 g NTK/kg, 3,2-6,7 g P/kg y 0,7-2,7 g K/kg) del mismo modo que ocurrió con los metales (2-26 mg Cu/kg y 0,07-87 mg Zn/kg). La fracción líquida obtenida se ca-

racterizó por un alto contenido en nitrógeno (3,6-4,8 g NTK/L) y un bajo contenido en P y K (5-47 y 97-770 mg/L, respectivamente).

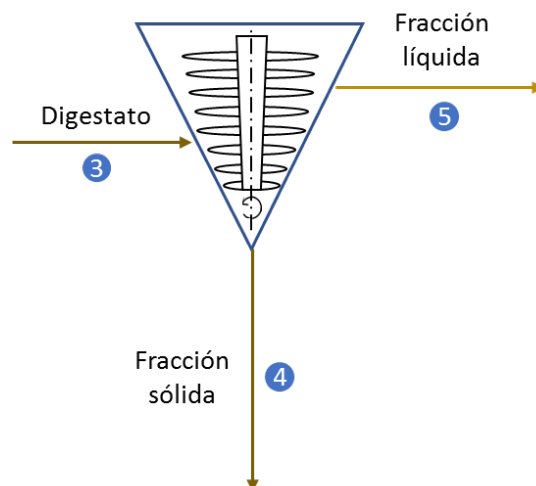


Figura 17. Centrífuga instalada en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia

Tabla 8. Caracterización fisicoquímica de la entrada y salidas de la centrífuga instalada en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia (Figura 6). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Digestato (3)	Min.	6,3	4,5	820	450	0,74	7,2
	Max.	25	5,5	1900	1080	22	12
Fracción líquida (5)	Min.	0,93	3,6	5,0	97	0,08	0,19
	Max.	1,4	4,8	47	770	0,70	0,90
Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Fracción sólida (4)	Min.	3,4	11	3200	740	2,0	0,07
	Max.	27	22	6700	2700	26	87

*Parámetros expresados sobre base húmeda

En la Figura 18 se representa la distribución de fármacos y antibióticos en la fracción sólida obtenida durante el tratamiento del digestato en la centrífuga. En términos generales, aproximadamente el 50% de los fármacos y antibióticos se concentran en la fracción sólida, a excepción de la lincomicina que se distribuye principalmente en la fracción líquida (> 80%). El patrón de distribución que se observa en este estudio coincide con el descrito en estudios anteriores, donde se ha evaluado la adsorción de fármacos y antibióticos en lodos de depuradora durante el tratamiento de aguas residuales^{74,77-79}. En estos estudios, las tetraciclinas, fluoroquinolonas y macrólidos presentaban elevados porcentajes de adsorción en los lodos.

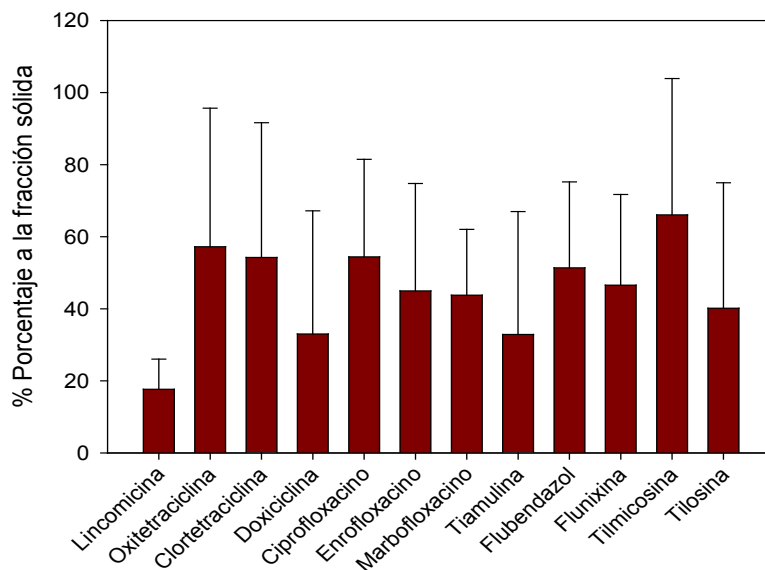


Figura 18. Distribución de fármacos y antibióticos en la fracción sólida de la centrífuga tratando digestato. Las barras representan la media y desviación de las 3 campañas de muestreo

Por otro lado, la centrífuga instalada en la planta de tratamiento basada en nitrificación-desnitrificación para el tratamiento de la purga del reactor NDN (Figura 19) mostró un rendimiento sólido-líquido entre 7-12% durante las 3 campañas de muestreo realizadas. Durante el tratamiento en la centrífuga (Tabla 9), los nutrientes contenidos en la purga del reactor NDN se concentraron mayoritariamente en el lodo deshidratado (0-78-9,15 g NTK/kg, 6,2-10,5 g P/L y 0,95-3,2 g K/L), siendo las concentraciones detectadas en el clarificado 3 órdenes de magnitud más bajas (6-320 mg NTK/L, 14-168 mg P/L y 133-589 mg K/L, respectivamente).

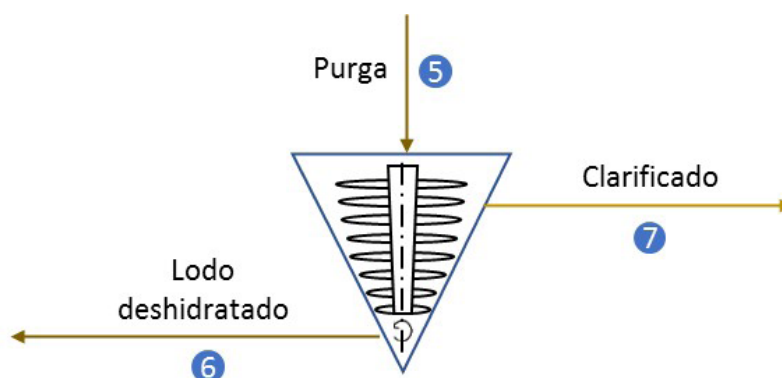


Figura 19. Centrífuga instalada en la planta de tratamiento basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación

En la Figura 20 se representa la distribución de fármacos y antibióticos en el lodo deshidratado obtenido en la centrífuga durante el tratamiento de la purga del reactor NDN. A pesar de las diferencias observadas en las concentraciones de estos contaminantes emergentes entre campañas de muestreo, los resultados indican que, de forma general, todos los fármacos y antibióticos ob-

jeto de estudio se concentraron mayoritariamente en la fase sólida (> 90%), independientemente de la clase a la que pertenecen (ya sean tetraciclina, fluoroquinolonas, sulfamidas, etc.). En consecuencia, las concentraciones de fármacos y antibióticos detectadas en el clarificado de la centrifuga se mantuvieron en el rango de no detectado a 12 µg/L.

Tabla 9. Caracterización fisicoquímica de las corrientes de entrada y salida de la centrifuga instalada en la planta de tratamiento basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación (Figura 7). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purga (5)	Min.	2,14	0,84	652	423	9,33	23,33
	Max.	2,51	1,14	1082	804	67,33	88,09
Clarificado (7)	Min.	0,09	0,006	13,88	133	< 0,4	9,11
	Max.	0,38	0,32	168	589	2,44	16,67

Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Lodo deshidratado (6)	Min.	21,19	0,78	6194	959	104	7,18
	Max.	23,99	9,15	10510	3201	146	67,33

*Parámetros expresados sobre base húmeda

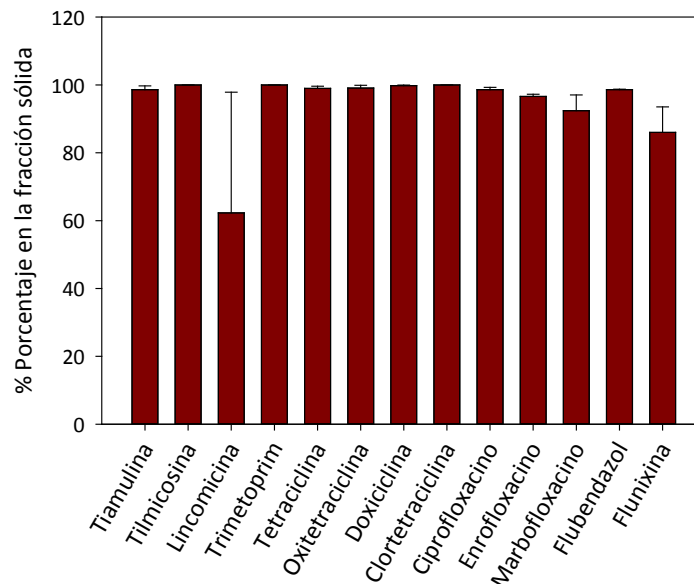


Figura 20. Distribución de fármacos y antibióticos en el lodo deshidratado de la centrifuga que trata los lodos de la purga del reactor NDN. Las barras representan la media y desviación de las 3 campañas de muestreo

Comparando los resultados obtenidos con ambas centrifugas (Figuras 17 y 19), se observó una mayor distribución de fármacos y antibióticos en el lodo deshidratado obtenido durante el tratamiento de la purga del reactor de nitrificación-desnitrificación (> 90%) frente a la fracción sólida obtenida durante el tratamiento del digestato (~50%). Este hecho podría ser explicado teniendo en cuenta la diferente composición de ambas fracciones sólidas, la cual favorecería la adsorción de los compuestos estudiados sobre el lodo deshidratado.

5.2.2.3. Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es una tecnología de membranas (diámetro de poro < 1 nm) utilizada con el objetivo de concentrar sales y nutrientes en una corriente líquida (concentrado) mediante la aplicación de una presión externa, obteniendo a su vez otra corriente (permeado) caracterizada por un bajo contenido en sólidos, materia coloidal e iones. La unidad de ósmosis inversa instalada en la planta de tratamiento de residuos ganaderos basada en digestión anaerobia (Figura 21) para tratar la fracción líquida (separación mediante centrifuga) del digestato consta de 2 etapas y presenta una tasa de rechazo en torno al 20% (es decir, se obtiene un 20% de concentrado y un 80% permeado).

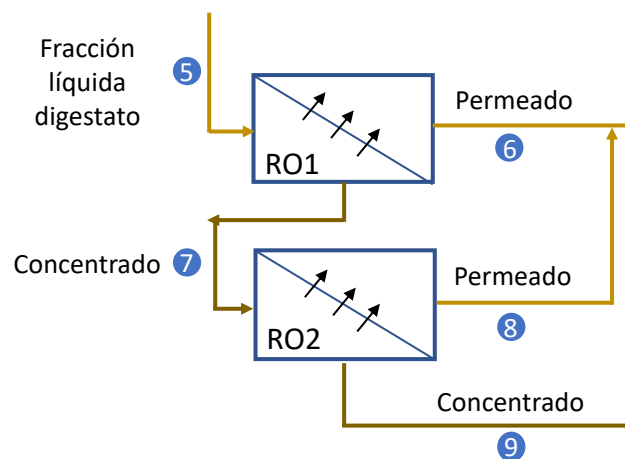


Figura 21. Sistema de ósmosis inversa de 2 etapas instalado en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia

Durante las 3 campañas de muestreo realizadas, el permeado obtenido en el sistema de ósmosis inversa de 2 etapas (combinación de las corrientes 6 y 8) se caracterizó por un contenido en sólidos totales por debajo del 0,28% y una baja concentración de nitrógeno y fósforo (Tabla 10), mientras que el concentrado se acumularon mayoritariamente los nutrientes (7,9-8,5 g NTK/L, 17-56 mg/L de fósforo y 0,08-1,5 g/L de potasio, respectivamente).

En la Figura 22 se muestran los porcentajes de reducción de los fármacos y antibióticos seleccionados durante el tratamiento en la unidad de ósmosis inversa de 2 etapas de la fracción líquida del digestato. Los resultados obtenidos indican una reducción de la concentración de estos compuestos en el permeado superiores al 90%. Por lo tanto, dado que esta tecnología se basa en una separación física de los contaminantes, los compuestos se acumulan en la corriente de concentrado. La aplicación de la ósmosis inversa para el tratamiento de la fracción líquida del digestato

permite obtener un permeado de alta calidad (representa ~80% del volumen total tratado en esta unidad) que contiene concentraciones traza de fármacos y antibióticos (entre no detectado y 37 ng/L), y un concentrado con un contenido en fármacos y antibióticos entre no detectado y 55 µg/L.

Tabla 10. Caracterización fisicoquímica de las corrientes de entrada y salida del sistema de ósmosis inversa de 2 etapas instalado en la planta basada en digestión anaerobia. Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fracción líquida (5)	Min.	0,93	3,7	5,0	97	0,08	0,19
	Max.	1,4	6,7	47	770	0,70	0,90
Permeado RO1 (6)	Min.	0,003	0,11	1,9	14	0,02	1,2
	Max.	0,03	0,63	18	67	0,07	1,6
Concentrado RO1 (7)	Min.	1,5	4,2	23	84	0,04	0,13
	Max.	1,9	7,8	41	1300	1,1	4,0
Permeado RO2 (8)	Min.	0,03	0,06	1,9	12	0,02	0,12
	Max.	0,28	3,9	35	422	0,4	2,5
Concentrado RO2 (9)	Min.	1,6	7,9	17	84	1,1	0,13
	Max.	4,8	8,5	56	1500	1,9	2,7

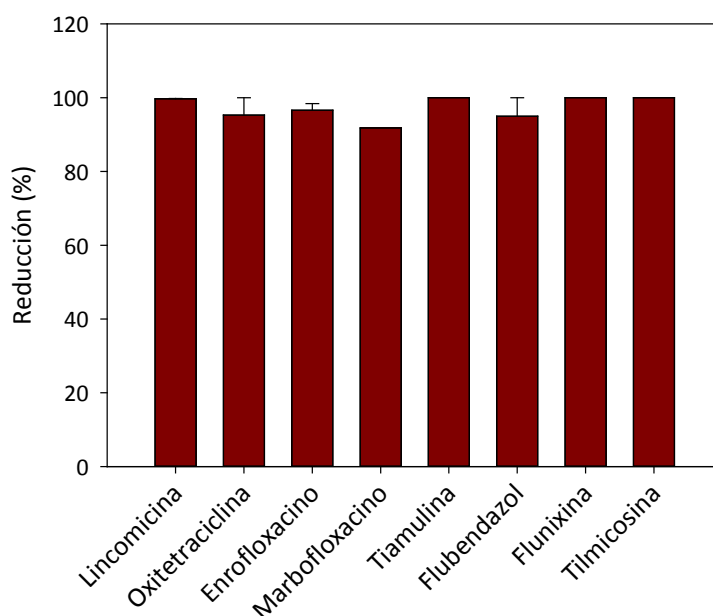


Figura 22. Reducción de fármacos y antibióticos durante la etapa de ósmosis inversa. Las barras representan la media y desviación de las 3 campañas de muestreo

5.3. Integración de las tecnologías en trenes de tratamiento

5.3.1. Planta de tratamiento basada en digestión anaerobia, separación de fases y ósmosis inversa

La caracterización fisicoquímica del purín porcino y los lodos de matadero tratados en la planta de tratamiento de residuos ganaderos presentó una gran variabilidad entre las tres campañas de muestreo (Tabla 11), lo cual se atribuyó a que esta planta trata residuos procedentes de distintas instalaciones. En general, el purín porcino se caracterizó por un contenido en sólidos totales entre 2,2 y 15% y una concentración de nitrógeno entre 2,3 y 4,3 g NTK/L. Los lodos de matadero mostraron un contenido en sólidos totales entre 4,7 y 18% y una concentración de nitrógeno entre 11 y 34 g NTK/kg.

Tabla 11. Caracterización fisicoquímica de los residuos de entrada y productos generados en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia (Figura 6). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purín crudo (1)	Min.	2,2	2,3	708	130	0,023	0,16
	Max.	26	4,3	1700	1300	5,8	1,7
Permeado RO1 (6)	Min.	0,003	0,11	1,9	14	0,02	1,2
	Max.	0,03	0,63	18	67	0,07	1,6
Permeado RO2 (8)	Min.	0,03	0,06	1,9	12	0,02	0,12
	Max.	0,28	3,9	35	422	0,4	2,5
Concentrado RO2 (9)	Min.	1,6	7,9	17	84	1,1	0,13
	Max.	4,8	8,5	56	1500	1,9	2,7
Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Lodos matadero (2)	Min.	4,7	11	1500	450	1,5	0,08
	Max.	18	34	4300	2500	18	59
Fracción sólida (4)	Min.	3,4	11	3200	740	2,0	0,07
	Max.	27	22	6700	2700	26	87

* Parámetros expresados sobre base húmeda

El tren de tratamiento aplicado en esta instalación permitió a través de un proceso de 4 etapas, la transformación de los residuos ganaderos (purín porcino y lodos de matadero) en 3 productos finales: i) un permeado de alta calidad (combinación de las corrientes (6) y (8)) el cual presentó un contenido en sólidos totales por debajo del 0,28% y una baja concentración de nitrógeno y fósforo y, ii) dos productos donde se concentraron los nutrientes (la fracción sólida procedente de la centrifuga (4) y el concentrado obtenido en el sistema de ósmosis inversa de dos etapas (9)) con potencial para ser valorizados en agricultura debido a su alto contenido en nitrógeno, fósforo y potasio. Además, en esta planta también se producía biogás como producto final que era valor-

zado para la producción de energía. En este caso, la fracción sólida obtenida (4) se caracterizó por un contenido en nitrógeno entre 11-22 g NTK/kg, 3,2-6,7 g/kg de fósforo y 0,7-2,7 g/kg de potasio mientras que el concentrado del sistema de ósmosis inversa de 2 etapas (9) presentó un contenido en nitrógeno entre 7,9-8,5 g NTK/L, 17-56 mg/L de fósforo y 0,08-1,5 g/L de potasio.

El tren de tratamiento aplicado en esta planta permitió reducir la concentración de fármacos y antibióticos detectados en los residuos de entrada a la planta debido al efecto combinado del digestor anaerobio, la centrífuga y el sistema de ósmosis inversa (Tabla 12).

Tabla 12. Concentraciones de fármacos y antibióticos detectadas en los residuos de entrada y productos finales obtenidos en la planta de tratamiento basada en digestión anaerobia. Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Compuesto		Purín (µg/L) (1)	Lodos (µg/kg*) (2)	Fracción sólida (µg/kg*) (4)	Concentra- do (µg/L) (9)	Permeados (µg/L) (6) (8)
Tilosina	Min.	n.d.	3,4	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	0,10	97	10,6	n.d.	n.d.
Tiamulina	Min.	0,20	4,9	7,66	0,03	n.d.
	Max.	12,1	15	8,88	40	n.d.
Tilmicosina	Min.	0,03	7,8	5,56	n.d.	n.d.
	Max.	0,75	91	23,1	n.d.	n.d.
Lincomicina	Min.	14,8	78	154	36	0,12
	Max.	72	250	808	54	7,70
Oxitetraciclina	Min.	50,1	130	739	n.d.	n.d.
	Max.	191	1080	1513	0,30	0,037
Doxiciclina	Min.	93	n.d.	1393	n.d.	n.d.
	Max.	282	5100	3817	n.d.	n.d.
Clortetraciclina	Min.	1,05	110	150	n.d.	n.d.
	Max.	1,93	630	455	n.d.	n.d.
Ciprofloxacino	Min.	0,94	25	39	n.d.	n.d.
	Max.	1,88	42	76	n.d.	n.d.
Enrofloxacino	Min.	2,99	76	139	n.d.	n.d.
	Max.	18,79	240	375	0,21	0,037
Marbofloxacino	Min.	0,91	48	30	n.d.	n.d.
	Max.	11,2	101	61	n.d.	0,01
Flubendazol	Min.	3,88	<LOQ	17	<LOQ	n.d.
	Max.	12,9	87	22	0,12	0,021
Flunixina	Min.	0,95	n.d.	4,11	0,16	n.d.
	Max.	4,01	n.d.	7,99	0,34	n.d.

* Concentraciones expresadas sobre base seca. n.d.: no detectado

Las concentraciones máximas detectadas en el permeado para los 12 compuestos seleccionados se mantuvieron por debajo de 0,04 µg/L, a excepción de lincomicina (0,1-7,7 µg/L). Por otro lado, las concentraciones detectadas en el concentrado obtenido como producto final se mantuvieron entre no detectado para compuestos tales como tilosina, tilmicosina, ciprofloxacino y doxiciclina y, valores máximos de 54 µg/L para lincomicina. Teniendo en cuenta que durante el tratamiento del digestato en la centrífuga los fármacos y antibióticos se concentraron mayoritariamente en la fracción sólida (Figura 18), el producto sólido obtenido presentó altas concentraciones de estos compuestos, especialmente significativas en el caso de lincomicina (808 µg/kg), oxitetraciclina (1513 µg/kg) y doxiciclina (3817 µg/kg).

La fracción sólida y el concentrado obtenidos en esta planta de tratamiento se aplican como fertilizante en suelos agrícolas lo cual puede suponer una vía de entrada de fármacos y antibióticos en suelos y, por lo tanto, ser una importante fuente de contaminación de las aguas subterráneas. A pesar de que actualmente no existe una normativa que limite las concentraciones de fármacos y antibióticos en estos sub-productos utilizados como biofertilizantes, la aplicación de un tratamiento adicional previo a su valorización como fertilizantes en suelos agrícolas sería recomendable, especialmente en el caso de la fracción sólida, con el fin de reducir potenciales riesgos ambientales⁸⁰.

5.3.2. Planta de tratamiento basada en separación de fases y nitrificación-desnitrificación

Durante las tres campañas de muestreo realizadas, el purín crudo se caracterizó por un contenido en sólidos totales entre 2,84 y 5,34% y un alto contenido en nutrientes: nitrógeno (2,36-3,82 g NTK/L), fósforo (0,5-1,2 g/L) y potasio (0,9-12,9 g/L). Las variaciones observadas en la composición del purín entre diferentes campañas de muestreo (Tabla 13) se atribuyeron a cambios realizados en la granja relacionados con la proporción de madres y lechones y, a la variabilidad del factor de dilución debido a la contribución de las aguas de limpieza. El tren de tratamiento aplicado en la planta permitió, a través de un proceso de 3 etapas, la transformación del purín porcino en los 4 productos principales de la planta: i) 2 corrientes líquidas (efluente del reactor NDN (4) y clarificado (7)), los cuales representan el 85-90% del volumen total de purín tratado en la planta, y caracterizadas por un bajo contenido en nitrógeno (7-290 mg NTK/L y 6-320 mg NTK/L, respectivamente) y, ii) 2 corrientes sólidas generadas durante el tratamiento del purín en el separador sólido-líquido (3) y la centrífuga (6), respectivamente, las cuales representan aproximadamente el 10-15% del volumen total de purín tratado en la planta, con un contenido en sólidos totales entre 26,03-27,80% y 21,19-23,99%, respectivamente. La fracción sólida del separador sólido-líquido se caracterizó por un contenido en nitrógeno de 3,43-7,19 g NTK/kg, 2,2-3,9 g/kg de fósforo y 2,6-3,0 g/kg de potasio, mientras que el lodo deshidratado presentó un contenido en nitrógeno entre 0,8-9,2 g/kg, 6,1-10,5 g/kg de fósforo y 1,0-3,2 g/kg de potasio. Las concentraciones detectadas de cobre y zinc en todos los productos generados en la planta de tratamiento fueron inferiores a los valores máximos admisibles para su aplicación en agricultura de acuerdo a la Directiva 86/278/CEE por lo que pudieron ser valorizados como fertilizantes en suelos agrícolas.

Tabla 13. Caracterización fisicoquímica del residuo de entrada y los productos generados en la planta de tratamiento basada en el proceso de nitrificación-desnitrificación (Figura 7). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purín crudo (1)	Min.	2,84	2,36	535	933	7,11	10,37
	Max.	5,34	3,82	1200	12889	23,11	36,18
Efluente NDN (4)	Min.	0,50	0,007	3,77	703	< 1,33	10,22
	Max.	0,73	0,29	152	897	2,60	29,96
Clarificado (7)	Min.	0,09	0,006	13,88	133	< 0,4	9,11
	Max.	0,38	0,32	168	589	2,44	16,67

Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Fracción sólida (3)	Min.	26,03	3,43	2169	2644	31,06	16,37
	Max.	27,80	7,19	3894	2996	34,75	41,11
Lodo deshidratado(6)	Min.	21,19	0,78	6194	959	104	7,18
	Max.	23,99	9,15	10510	3201	146	67,33

* Parámetros expresados sobre base húmeda

Los resultados globales obtenidos referentes a las concentraciones de fármacos y antibióticos (Tabla 14) demuestran que durante el tratamiento de los purines los 13 compuestos detectados en el residuo de entrada se concentran de forma mayoritaria en los productos sólidos de salida de la planta (fracción sólida y lodo deshidratado), mientras que los productos líquidos (efluente del reactor de NDN y el clarificado) contienen niveles muy bajos de estos compuestos (<45 µg/L y <12 µg/L, respectivamente) debido a la alta eficacia del reactor de nitrificación-desnitrificación para reducir la concentración de estos compuestos en fracciones líquidas.

Dado que la fracción sólida y el lodo deshidratado obtenidos se aplican directamente para la fertilización de suelos agrícolas, las concentraciones de fármacos y antibióticos todavía detectadas en estas corrientes, especialmente significativas en el caso de la tetraciclina, doxiciclina o enrofloxacino (concentraciones máximas detectadas entre 10-115 mg/kg), pueden contribuir a la contaminación de suelos y aguas subterráneas, así como al desarrollo de resistencias a los antibióticos, pudiendo afectar a la salud humana. En consecuencia, sería recomendable aplicar una tecnología de post-tratamiento (ej. compostaje) antes de la aplicación de estos productos sólidos como fertilizantes en agricultura⁸⁰.

Tabla 14. Concentraciones de fármacos y antibióticos detectadas en el residuo de entrada y los productos obtenidos en la planta de tratamiento basada en nitrificación-desnitrificación. Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Compuesto		Purín (µg/L) (1)	Efluente NDN (µg/L) (4)	Clarificado (µg/L) (7)	Fracción sólida (µg/kg*) (3)	Lodo deshi- dratado (µg/kg*) (6)
Tiamulina	Min.	0,8	n.d.	n.d.	41,5	6,8
	Max.	30,8	0,22	0,21	612	588
Tilmicosina	Min.	0,085	n.d.	n.d.	4,35	5,2
	Max.	0,16	n.d.	n.d.	7	16
Lincomicina	Min.	100	n.d.	n.d.	575	n.d.
	Max.	142	19,7	12	1287	199
Trimetoprima	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	1,3	n.d.	n.d.	27	97
Tetraciclina	Min.	143	1,85	0,57	4350	6400
	Max.	2082	45,5	12	61442	27734
Oxitetraciclina	Min.	39	0,80	n.d.	1045	1120
	Max.	191	4,48	1,03	7389	6605
Doxiciclina	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	2156	18	8	71500	115000
Clortetraciclina	Min.	16,2	n.d.	n.d.	675	825
	Max.	55,1	n.d.	n.d.	1751	1677
Ciprofloxacino	Min.	25	0,37	0,18	796	640
	Max.	43	1,23	0,52	1491	2079
Enrofloxacino	Min.	123	7,7	2,30	2612	4378
	Max.	281	10,1	6,07	11500	10300
Marbofloxacino	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	41	3,45	2,2	1372	1855
Flubendazol	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	13,5	0,309	0,17	265	1079
Flunixinina	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	140	35,9	10,9	2104	6868

* Concentraciones expresadas sobre base seca. n.d.: no detectado

5.3.3. Planta de compostaje

El estiércol de origen vacuno generado en la granja mostró una composición muy similar durante las tres campañas de muestreo (Tabla 15). En general, este residuo se caracterizó por un contenido en sólidos totales entre 3,54 y 4,54%, mientras que la concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo y potasio) se mantuvo entre 1,84-2,36 g NTK/L, 215-412 mg/L y 0,71-1,02 g/L, respectivamente. La integración de las tecnologías en el tren de tratamiento de 2 etapas permitió la transformación del purín vacuno en 2 productos con alto potencial para ser utilizados como fertilizantes en suelos agrícolas debido a su elevado contenido en nutrientes (Tabla 15): i) una corriente líquida procedente del separador sólido-líquido (2) y ii) un producto sólido estabilizado tras el proceso de compostaje (4). El compost obtenido (clasificado como clase C) (RD 506/2013) presentó una relación N:P(P₂O₅):K(K₂O) promedio de 3:1:1 (% en base seca). La fracción líquida obtenida se caracterizó por un contenido en nitrógeno, fósforo y potasio de 1,7-2,1 g NTK/L, 250-424 mg P/L y 433-800 mg K/L, respectivamente, lo cual justifica su aplicación como fertilizante en campos.

Tabla 15. Caracterización fisicoquímica del residuo de entrada y los productos generados en la planta basada en el proceso de compostaje (Figura 8). Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Muestras líquidas		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Estiércol vacuno (1)	Min.	3,54	1,84	215	712	0,68	4,04
	Max.	4,54	2,36	412	1022	1,67	5,04
Fracción líquida (2)	Min.	2,19	1,69	250	433	1,78	3,11
	Max.	3,33	2,14	424	800	2,91	4,25
Muestras sólidas		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Compost (4)	Min.	17,43	5,19	405	2119	23,24	147
	Max.	34,64	9,37	1098	3209	40,73	201

* Parámetros expresados sobre base húmeda

El tren de tratamiento aplicado en esta planta permitió reducir la concentración de fármacos y antibióticos de origen veterinario detectados en el purín vacuno hasta un 70% debido principalmente al potencial del proceso de compostaje (Tabla 16). Las concentraciones máximas detectadas para los 9 compuestos seleccionados en la fracción líquida estuvieron por debajo de 15 µg/L, a excepción de oxitetraciclina, ciprofloxacino y enrofloxacino los cuales se detectaron en concentraciones de hasta 86 µg/L durante alguna campaña de muestreo en concordancia con su también mayor detección en el purín de entrada (Tabla 16). Por otro lado, la concentración de los compuestos diana en el compost obtenido como producto final se mantuvo entre no detectado para compuestos tales como tilosina, clortetraciclina y flubenzadol y valores de 161 µg/kg para compuestos tales como tetraciclina y enrofloxacino.

Tabla 16. Concentraciones de antibióticos detectadas en residuo de entrada y los productos obtenidos en la planta de tratamiento basada en compostaje. Las concentraciones mostradas se corresponden con los valores mínimos y máximos promedio detectados durante las 3 campañas de muestreo

Compuesto		Purín (µg/L) (1)	Fracción líquida (µg/L) (2)	Compost (µg/kg*) (4)
Tilosina	Min.	0,076	0,031	n.d.
	Max.	3,27	1,09	n.d.
Tetraciclina	Min.	--	--	--
	Max.	8,44	1,74	151,83
Oxitetraciclina	Min.	34,1	15,2	n.d.
	Max.	201,8	85,9	75,4
Clortetraciclina	Min.	1,31	0,66	n.d.
	Max.	17,2	6,43	n.d.
Ciprofloxacino	Min.	4,92	3,31	34,9
	Max.	96,1	45,9	75,6
Enrofloxacino	Min.	5,46	4,15	25,9
	Max.	99,5	49,6	160,8
Marbofloxacino	Min.	--	--	--
	Max.	0,46	0,17	8,54
Flubendazol	Min.	0,024	0,038	n.d.
	Max.	0,16	0,12	0,15
Flunixinina	Min.	1,95	0,94	29,0
	Max.	13,1	9,65	86,8

* Concentraciones expresadas sobre base seca

5.4. Genes de resistencia a antibióticos

El potencial de las tecnologías de tratamiento de purines para reducir la presencia de genes de resistencia a antibióticos se determinó mediante el seguimiento de 5 genes que confieren resistencia a las clases de antibióticos estudiadas: *qnrS* (confieren resistencia a los antibióticos de la familia de las fluoroquinolonas), *tetW* (resistencia a las tetraciclinas), *ermB* (resistencia a los macrólidos), *sul1* (resistencia a las sulfamidas) y *bla_{KPC}* (resistencia a las cefalosporinas y penicilinas). Adicionalmente se analizó la presencia del gen *int1* (codifica la integrasa de los integrones de clase I) como indicador de la movilización genética⁸¹ y, el gen 16S rRNA para determinar la abundancia bacteriana en las muestras. En las Figuras 23 y 24 se representa la cantidad de genes de resistencia detectados en las principales corrientes de las plantas de tratamiento basadas en digestión anaerobia y compostaje. Los resultados se expresan como concentraciones absolutas, es decir número de copias de genes por ng de ADN y en escala logarítmica para facilitar la inter-

pretación de los datos. Las concentraciones absolutas proporcionan información sobre la reducción o aumento de la abundancia de genes durante las diferentes etapas del tren de tratamiento.

Los resultados obtenidos durante estas campañas de muestreo han permitido detectar la presencia de los 5 genes de resistencia seleccionados en los residuos de entrada a las plantas de tratamiento (purín de cerdo, lodos de matadero y estiércol de vaca), siendo las concentraciones determinadas en los 3 casos prácticamente del mismo orden de magnitud. En cuanto al potencial de las tecnologías para reducir la concentración de genes de resistencia a antibióticos se ha demostrado que la digestión anaerobia tiene una eficacia baja mientras que el sistema de ósmosis inversa permitió reducir de forma significativa los genes *tetW* (resistencia a tetraciclinas), *ermB* (resistencia a macrólidos) y *qnrS* (resistencia a fluoroquinolonas) aunque todavía se detectaron copias en el permeado. Durante el proceso de compostaje se observó una reducción del número de copias de los genes *tetW* (resistencia a las tetraciclinas), *ermB* (resistencia a los macrólidos), *qnrS* (resistencia a las fluoroquinolonas) y *bla_{KPC}* (resistencia a las β -lactamas), mientras que para el gen *sul1* (resistencia a las sulfamidas) la eliminación fue nula. En el caso del proceso de nitrificación-desnitrificación, a día de hoy no hay información disponible sobre la eficacia de este sistema para la reducción de genes de resistencia a antibióticos en plantas de tratamiento de purines. Sin embargo, en plantas de tratamiento de aguas residuales basadas en biofiltros de nitrificación parcial se identificaron genes de resistencia a las sulfamidas (*sul1*, *sul2* y *sul3*) y a las fluoroquinolonas (*gyrA*, *gyrB* y *griB*) al adicionar concentraciones conocidas de antibióticos macrólidos, sulfamidas y fluoroquinolonas, siendo no detectable en el caso de los genes de resistencia asociados a los macrólidos⁸².

Los resultados que se presentan en este documento referentes a los genes de resistencia a antibióticos deben ser considerados como un punto de partida en la identificación del potencial de las tecnologías instaladas en las plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas para reducir el número de copias de genes de resistencia a antibióticos identificados en los residuos de entrada. Por lo tanto, se considera esencial el desarrollo de un futuro proyecto con el fin de incrementar el conocimiento sobre el comportamiento de los genes de resistencia a antibióticos durante el tratamiento de los purines y, determinar las condiciones óptimas de operación de los sistemas de tratamiento para reducir la presencia de resistencias en los productos obtenidos, minimizando de esta forma los potenciales riesgos sobre el medio ambiente y la salud humana asociados a la aplicación de estos sub-productos como biofertilizantes en agricultura.

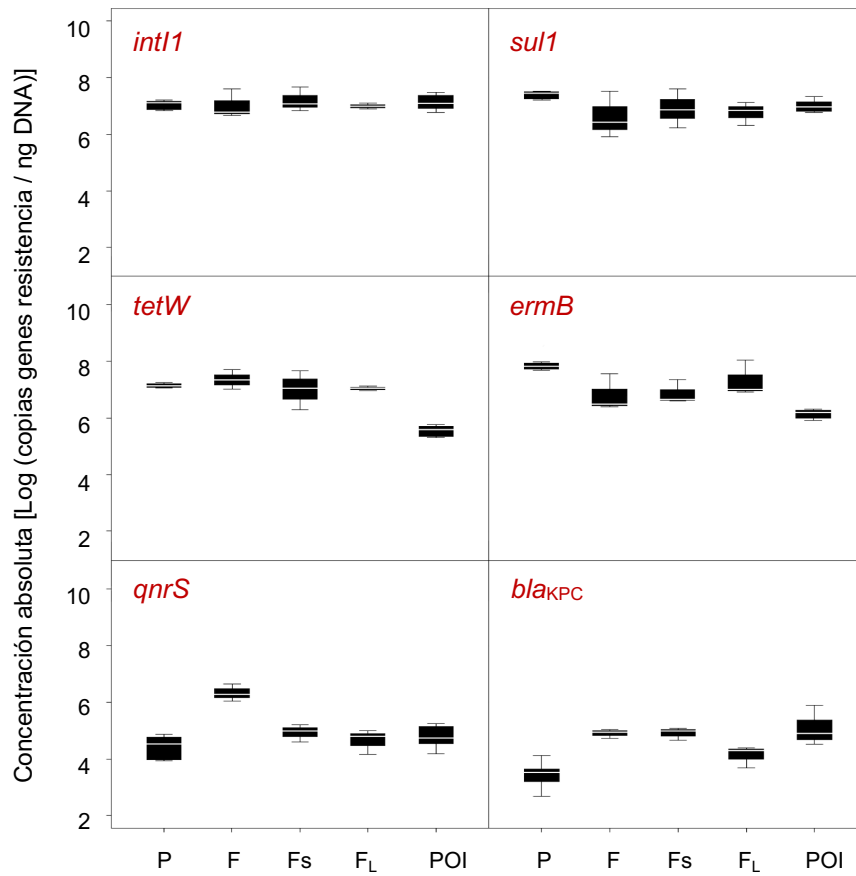


Figura 23. Presencia de genes de resistencia en la planta basada en digestión anaerobia. P (purín), F (fangos de matadero), Fs (fracció sòlida de la centrífuga), FL (fracció líquida de la centrífuga), POI (permeado ósmosis inversa).

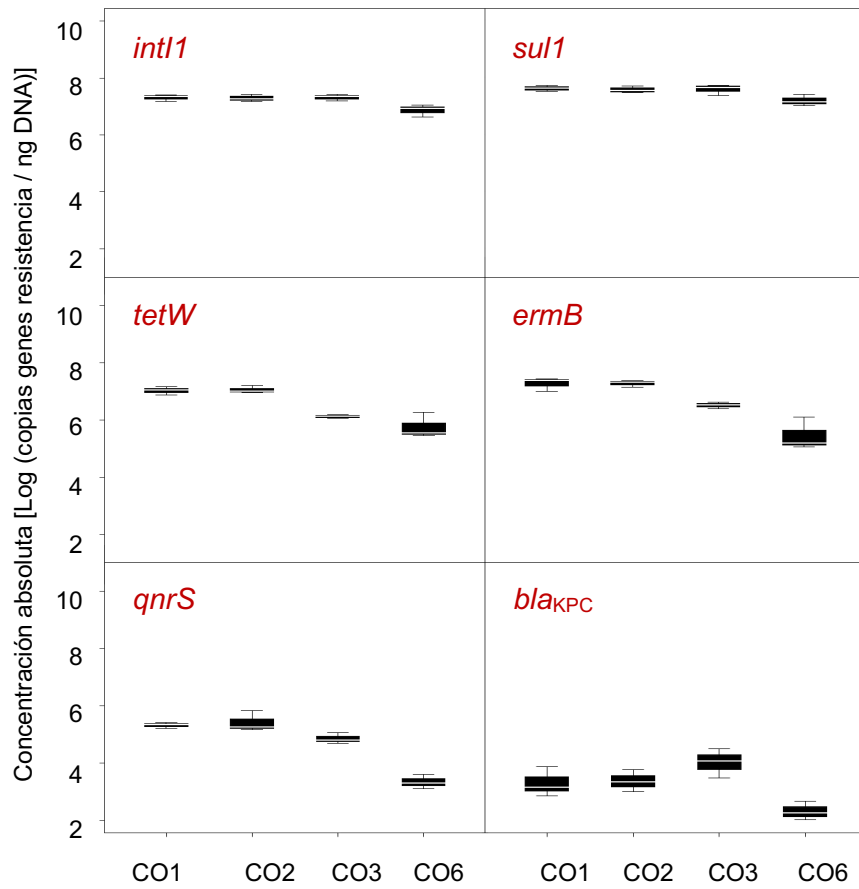


Figura 24. Presencia de genes de resistencia en la planta basada en compostaje. CO1 (estiércol de entrada), CO2 (fracción líquida del separador sólido-líquido), CO3 (fracción sólida del separador sólido-líquido), CO6 (compost final).



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

6

Conclusiones y recomendaciones

6. Conclusiones y recomendaciones

Durante los últimos años, el sector ganadero ha hecho esfuerzos muy importantes para reducir el suministro de fármacos y antibióticos al ganado. A pesar de todos los avances que se están haciendo en el sector ganadero, los tres casos de estudio presentados confirman que se detectan concentraciones destacables de fármacos y antibióticos en purines de cerdo y estiércol de vaca (del orden de $\mu\text{g/L}$ hasta mg/L). Sin embargo, las concentraciones son mayores en los purines de cerdo. Los compuestos detectados con mayor frecuencia son los antibióticos del grupo de las tetraciclinas, fluoroquinolonas, macrólidos, lincosamidas, tiamulina, y los fármacos flubendazol y flunixinina.

También se detectaron concentraciones significativas de genes de resistencia en los dos tipos de purín estudiados, tanto en la fase sólida como en la fracción líquida de purines.

Los resultados de los tres casos de estudio demuestran que, aunque las tecnologías para el tratamiento de deyecciones ganaderas estudiadas hayan sido diseñadas para la concentración o eliminación de nutrientes, también tienen potencial para la reducción de la concentración de fármacos y antibióticos. El uso de estas tecnologías permitiría no sólo gestionar el exceso de nutrientes, sino también reducir la contaminación, mediante fármacos y antibióticos de uso veterinario, de suelos agrícolas y de los recursos hídricos. Mediante los tratamientos estudiados se consigue reducir la carga de fármacos, antibióticos y genes de resistencia, aunque todavía se detectaría la presencia de algunos de estos compuestos en algunas de las fracciones tratadas que se aplican posteriormente en los cultivos. Por tanto, se espera una reducción de riesgos ambientales ya que se obtienen sub-productos con concentraciones menores de fármacos y antibióticos, pero aun así habría que evaluar si estas concentraciones podrían acumularse en cultivos y tener algún efecto negativo.

Los resultados de la planta de digestión anaerobia sugieren que este tratamiento, operando a condiciones mesófilas, tiene poca capacidad para reducir las concentraciones de fármacos y antibióticos en purines.

Las tecnologías de separación sólido-líquido y de membranas son eficientes para la concentración de fármacos y antibióticos, con diferentes rendimientos, en las diferentes fracciones, en función de las condiciones de operación. Los resultados de los tres casos de estudios indican que los fármacos y antibióticos, tienen mayor tendencia a concentrarse en las fracciones sólidas.

Los tratamientos basados en el proceso de nitrificación-desnitrificación (NDN) son particularmente eficientes para la reducción de fármacos y antibióticos en fracciones líquidas, mientras que el compostaje es una muy buena opción para fracciones sólidas. Este punto es de especial interés, dado que la mayor parte de los fármacos y antibióticos se concentran en la fracción sólida.

En referencia a los genes de resistencia, los resultados obtenidos indican que el purín crudo de cerdo, el lodo de matadero y el estiércol de vaca contienen concentraciones significativas y que éstas son comparables entre los tres tipos de muestras. La digestión anaerobia, operando a condiciones mesófilas, y la separación sólido-líquido, tienen una capacidad limitada para reducir los genes de resistencia. Por el contrario, durante la etapa de compostaje se consiguen reducir las concentraciones iniciales de genes de resistencia, aunque todavía se detectan a niveles significativos en el compost final.

Por último, se debe mencionar que los porcentajes de reducción y/o eliminación de fármacos, antibióticos y ARGs podrían variar entre diferentes plantas de tratamiento que apliquen las mismas tecnologías en función de:

- (i) la concentración de estos contaminantes presentes en las deyecciones ganaderas a tratar;
- (ii) las condiciones de almacenado de los residuos;
- (iii) las características del sistema de separación sólido-líquido; entre otros.

RECOMENDACIONES

Según los resultados obtenidos en los estudios de reducción y/o eliminación de niveles de fármacos y antibióticos mediante tecnologías de tratamiento de deyecciones ganaderas como separación de fases, nitrificación-desnitrificación (NDN), digestión anaerobia, osmosis inversa, y compostaje, se proponen una serie de recomendaciones en cuanto a la gestión de deyecciones ganaderas y su valorización como fertilizantes:

- Los sistemas de separación de fases sólido-líquido o los sistemas de concentración mediante ósmosis inversa, permiten la obtención de efluentes líquidos con una baja concentración de fármacos y antibióticos, consiguiendo de este modo, tener unas fracciones sólidas o de efluente líquido concentrado con altos contenidos de estos compuestos.
- Los tratamientos basados en el proceso de NDN también son particularmente eficientes para la reducción de fármacos y antibióticos en fracciones líquidas.
- Los sistemas de digestión anaerobia (DA), presentan rendimientos de eliminación muy bajos o menospreciados y por lo tanto, se recomendaría la aplicación de sistemas complementarios de post-tratamiento.
- Para tratar la fracción sólida y los lodos deshidratados del proceso de NDN, el compostaje es la opción preferente porque esta tecnología presenta un alto rendimiento para reducir la concentración de fármacos y antibióticos. Este punto es de especial interés, dado que la mayor parte de los fármacos y antibióticos se concentran en esta fracción.
- Para el diseño de nuevas plantas de tratamiento de deyecciones ganaderas se recomienda tener en cuenta estos resultados para no solo concentrar y/o eliminar nutrientes, sino también para poder reducir y/o eliminar fármacos y antibióticos. Se recomienda focalizar el diseño de la planta para tratar la fracción sólida de las deyecciones ganaderas o incluir un post-tratamiento adicional para tratar esta fracción en concreto.



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

7

Definiciones

7. Definiciones

Agua dulce: el agua que surge de forma natural, con baja concentración de sales, y que con frecuencia puede considerarse apta para ser extraída y tratada a fin de producir agua potable.

Aguas subterráneas: todas las aguas que estén bajo la superficie del suelo en la zona de saturación y en contacto directo con el suelo o el subsuelo.

Aguas superficiales: es aquella que se encuentra circulando o en reposo sobre la superficie de la tierra. Agua superficial. Es la proveniente de las precipitaciones, que no se infiltra ni regresa a la atmósfera por evaporación o la que proviene de manantiales o nacimientos que se originan de las aguas subterráneas.

Actividad Biológica (o Bioactividad): El efecto de un agente determinado, como por ejemplo un antibiótico, en un organismo vivo o un órgano vivo. En farmacología, la actividad biológica o actividad farmacológica, describe los efectos beneficiosos o adversos de un fármaco en la materia viva.

Antibióticos: Los antibióticos son un tipo de medicamentos que se utilizan para el tratamiento y prevención de enfermedades infecciosas producidas por bacterias. Existen diferentes tipos de bacterias con características específicas, de ahí que existan diferentes tipos de antibióticos.

Aplicación agrícola: esparcimiento o incorporación en suelos agrícolas (tierras de cultivo, prados, pastos, cultivos forestales de ciclo corto para uso energético y plantaciones de árboles de madera en tierras de cultivo) de productos con valor fertilizante o de enmienda orgánica.

Aplicación sobre el terreno: la incorporación de sustancias al mismo, ya sea extendiéndolas sobre la superficie, inyectándolas en ellas, introduciéndolas por debajo de su superficie o mezclándolas con las capas superficiales del suelo.

Base agrícola: superficie de suelos agrícolas (tierras de cultivo, prados, pastos, cultivos forestales de ciclo corto para uso energético y plantaciones de árboles de madera en tierras de cultivo) susceptible de recibir aplicaciones de deyecciones ganaderas y otros fertilizantes en provecho de la agricultura.

Compostaje: proceso de transformación biológica controlada de deyecciones ganaderas sólidas, en condiciones aerobias, por lo que se alcanzan temperaturas termófilas como resultado de la generación de energía calorífica de origen biológico.

Compuesto nitrogenado: cualquier sustancia que contenga nitrógeno, excepto el nitrógeno molecular gaseoso.

Contaminación: la introducción de sustancias de origen antropogénico –como por ejemplo compuestos nitrogenados de origen agrario, pesticidas, contaminantes ambientales o residuos de fármacos y antibióticos de consumo humano o veterinario– en el medio acuático, directa o indirectamente, que tenga consecuencias que puedan poner en peligro la salud humana, perjudicar los recursos vivos y el ecosistema acuático, causar daños a los lugares de recreo u ocasionar molestias para otras utilidades legítimas de las aguas.

Deyecciones ganaderas (deyecciones): materiales residuales excretados por el ganado o mezclas de cama con materiales residuales excretados por el ganado, aunque se hayan transformado y aunque contengan restos de la comida y el agua suministrados al ganado.

Estiércol: deyección ganadera de consistencia sólida. Los residuos excretados por el ganado o las mezclas de desechos y residuos excretados por el ganado, incluso transformados.

Eutrofización: enriquecimiento excesivo en nutrientes que contienen nitrógeno y fósforo de un ecosistema acuático con la entrada de agua restringida, como por ejemplo un lago. Eutrofizado es aquel ecosistema o ambiente caracterizado por una abundancia anormalmente alta de nutrientes (procedentes normalmente de actividades humanas), de forma que se produce una proliferación descontrolada de algas fitoplanctónicas.

Fármaco: Medicamento legal que se usa para prevenir, tratar o aliviar los síntomas de una enfermedad o una afección anormal.

Fertilizante: cualquier sustancia que contenga uno o varios compuestos nitrogenados y se aplique sobre el terreno para aumentar el crecimiento de la vegetación; comprende el estiércol, los desechos de piscifactorías y los lodos de depuradora.

Fertilizante químico: cualquier fertilizante que se fabrique mediante un proceso industrial.

Ganado: todos los animales criados con fines de aprovechamiento o con fines lucrativos.

Metabolismo: conjunto de reacciones químicas controladas mediante las cuales pueden los seres vivos cambiar la naturaleza de ciertas sustancias para obtener así los elementos nutritivos y las cantidades de energía que requieren los procesos de crecimiento, desarrollo, reproducción y sostenimiento de la vida. En farmacología, es el proceso por el cual ocurre una biotransformación química en el cuerpo de modo que puedan ser excretadas más fácilmente. La mayoría de los fármacos se metabolizan en el organismo a metabolitos activos o inactivos.

Metabolito: Sustancia que el cuerpo elabora o usa cuando descompone los alimentos, los medicamentos o sustancias químicas; o su propio tejido (por ejemplo, la grasa o el tejido muscular). Este proceso, que se llama metabolismo, produce energía y los materiales necesarios para el crecimiento, la reproducción y el mantenimiento de la salud. También ayuda a eliminar las sustancias tóxicas.

Plan de gestión de las deyecciones ganaderas (plan de gestión): documento de planificación que recoge el destino y otros aspectos de la gestión de las deyecciones ganaderas que genera o transforma una explotación ganadera, un centro de gestión de deyecciones o un gestor de residuos, y que permite garantizar que se dispone de la capacidad para realizar una correcta gestión de las deyecciones.

Purines: deyecciones ganaderas líquidas o semilíquidas. Los residuos excretados por el ganado o las mezclas de desechos y residuos excretados por el ganado, incluso transformados.

Tratamiento de deyecciones ganaderas: operación o conjunto de operaciones que producen un cambio de las características físicas, químicas y/o biológicas de las deyecciones ganaderas, diferentes del transporte y el almacenamiento.

Zona vulnerable (ZVN): superficie de territorio el derrame o filtración de la que afecte o pueda afectar a la contaminación de las aguas por nitratos de origen agrario y que ha sido designada como tal en aplicación de la Directiva 91/676/CEE.



Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

8

Bibliografia

8. Bibliografia

1. Daughton, C. G. & Ternes, T. A. Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environ. Health Perspect.* **107**, 907–938 (1999).
2. Proia, L. & Osorio, V. *The effect of PhACs on biological communities in rivers: Field studies. Comprehensive Analytical Chemistry* vol. 62 (2013).
3. Cizmas, L., Sharma, V. K., Gray, C. M. & McDonald, T. J. Pharmaceuticals and personal care products in waters: occurrence, toxicity, and risk. *Environ. Chem. Lett.* **13**, 381–394 (2015).
4. Proia, L. *et al.* Antibiotic resistance along an urban river impacted by treated wastewaters. *Sci. Total Environ.* **628–629**, 453–466 (2018).
5. Proia, L. *et al.* Antibiotic resistance in urban and hospital wastewaters and their impact on a receiving freshwater ecosystem. *Chemosphere* **206**, 70–82 (2018).
6. Manaia, C. M. Assessing the Risk of Antibiotic Resistance Transmission from the Environment to Humans: Non-Direct Proportionality between Abundance and Risk. *Trends Microbiol.* **25**, 173–181 (2017).
7. Casey, J. A., Curriero, F. C., Cosgrave, S. E., Nachman, K. E. & Schwartz, B. S. High-density livestock operations, crop field application of manure, and risk of community-associated MRSA infection, Pennsylvania, USA. **40**, 1291–1296 (2015).
8. Daughton, C. G. *Pharmaceuticals in the environment: Sources and their management. Comprehensive Analytical Chemistry* vol. 62 (Elsevier B.V., 2013).
9. European Commission. The European Green Deal. *Eur. Comm.* **53**, 24 (2019).
10. Regiones, L. A. S. Estrategia «de la granja a la mesa» para un sistema alimentario justo, saludable y respetuoso con el medio ambiente ES. (2020).
11. Presidencia, D. De. *DECRETO 153/2019, de 3 de julio, de gestión de la fertilización del su.* (2019).
12. Unión Europea. DIRECTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 23 de octubre de 2000 por. *Por La Que Se Establ. Un Marco Comunitario Actuación En El Ámbito La Política Aguas.* (2000).
13. European Commission (EU). DECISIÓN DE EJECUCIÓN (UE) 2015/495 DE LA COMISIÓN de 20 de marzo de 2015 por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas, de conformidad con la Directiva 200. *Doue* **L78**, 40–42 (2015).
14. European Commission. Decisión de Ejecución (UE) 2018/840 de la Comisión, por la que se establece una lista de observación de sustancias a efectos de seguimiento a nivel de la Unión en el ámbito de la política de aguas. *D. Of. la Unión Eur.* **2018**, L141/9-L141/12 (2018).
15. Cortes, L. G. *et al.* *Selection of substances for the 3 rd Watch List under the Water Framework Directive.* (2020). doi:10.2760/194067.
16. EUROPEAN. European Union Strategic Approach to Pharmaceuticals in the Environment. *Off. J. Eur. Union* **13** (2019).

17. Gros, M. *et al.* Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Empordà, NE Catalonia). *Sci. Total Environ.* **654**, 1337–1349 (2019).
18. Marti, E. *et al.* Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems. *Waste Manag.* **102**, 412–419 (2020).
19. Gros, M. *et al.* Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale on-farm livestock waste treatment plant. *J. Hazard. Mater.* **378**, 120716 (2019).
20. Parlamento Europeo y del Consejo. Reglamento (UE) nº 1305/2013. *D. Of. la Unión Eur. Ser. L* (2013) doi:DOUE-L-2013-82900.
21. MAGRAMA. Caracterización del Sector Vacuno de Carne en España año 2018. 11 (2018).
22. MAPA (Ministerio de Agricultura y Alimentación). Dirección General De Producciones Y Mercados Agrarios. (2020).
23. Generalitat de Catalunya. Trets de l'economia catalana. 122 (2019).
24. Ur, M. Nombre d'explotacions i capacitat per comarca. desembre 2019. (2019).
25. European Union. Council Directive of 12th December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). *Off. J. Eur. Communities N° L 375/1*, 1–8 (1991).
26. Carballo, M., Aguayo, S., González, M., Esperon, F. & Torre, A. de la. Environmental Assessment of Tetracycline's Residues Detected in Pig Slurry and Poultry Manure. *J. Environ. Prot. (Irvine., Calif.)* **07**, 82–92 (2016).
27. Prosser, R. S. & Sibley, P. K. Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environ. Int.* **75**, 223–233 (2015).
28. Osorio, V., Larrañaga, A., Aceña, J., Pérez, S. & Barceló, D. Concentration and risk of pharmaceuticals in freshwater systems are related to the population density and the livestock units in Iberian Rivers. *Sci. Total Environ.* **540**, (2016).
29. Guillon, A. *et al.* Study on veterinary and human antibiotics in raw and treated water from a French basin. *Water Sci. Technol. Water Supply* **15**, 1275–1284 (2015).
30. Boy-Roura, M. *et al.* Towards the understanding of antibiotic occurrence and transport in groundwater: Findings from the Baix Fluvià alluvial aquifer (NE Catalonia, Spain). *Sci. Total Environ.* **612**, 1387–1406 (2018).
31. Niemuth, N. J. *et al.* Metformin exposure at environmentally relevant concentrations causes potential endocrine disruption in adult male fish. *Environ. Toxicol. Chem.* **34**, 291–296 (2015).
32. Fent, K. Progestins as endocrine disrupters in aquatic ecosystems: Concentrations, effects and risk assessment. *Environ. Int.* **84**, 115–130 (2015).
33. Oaks, J. L. *et al.* Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* **427**, 630–633 (2004).

34. Green, R. E. *et al.* Rate of decline of the oriental white-backed vulture population in India estimated from a survey of diclofenac residues in carcasses of ungulates. *PLoS One* **2**, (2007).
35. Pico, Y. *et al.* Contaminants of emerging concern in freshwater fish from four Spanish Rivers. *Sci. Total Environ.* **659**, 1186–1198 (2019).
36. Richards, N. L. *et al.* Qualitative detection of the NSAIDs diclofenac and ibuprofen in the hair of Eurasian otters (*Lutra lutra*) occupying UK waterways with GC-MS. *Eur. J. Wildl. Res.* **57**, 1107–1114 (2011).
37. Verdú, J. R. *et al.* Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. *Sci. Rep.* **5**, 1–10 (2015).
38. Jechalke, S., Heuer, H., Siemens, J., Amelung, W. & Smalla, K. Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends Microbiol.* **22**, 536–545 (2014).
39. Du, L. & Liu, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev.* **32**, 309–327 (2012).
40. Schriks, M., Heringa, M. B., van der Kooi, M. M. E., de Voogt, P. & van Wezel, A. P. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Res.* **44**, 461–476 (2010).
41. Debroux, J. F., Soller, J. A., Plumlee, M. H. & Kennedy, L. J. Human Health Risk Assessment of Non-Regulated Xenobiotics in Recycled Water: A Review. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **18**, 517–546 (2012).
42. Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. & Hart, A. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Sci. Total Environ.* **416**, 1–21 (2012).
43. Boleda, M. R., Alechaga, É., Moyano, E., Galceran, M. T. & Ventura, F. Survey of the occurrence of pharmaceuticals in Spanish finished drinking waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **21**, 10917–10939 (2014).
44. Ms Sarah Lockwood, Deloitte Ms Nada Saïdi, Deloitte Ms Valerie Ann Morgan, D. *Options for a strategic approach to pharmaceuticals in the environment Task 1 Report Revised version Document information.* (2016).
45. Xie, W. Y., Shen, Q. & Zhao, F. J. Antibiotics and antibiotic resistance from animal manures to soil: a review. *Eur. J. Soil Sci.* **69**, 181–195 (2018).
46. Zhang, H. *et al.* Plant growth, antibiotic uptake, and prevalence of antibiotic resistance in an endophytic system of pakchoi under antibiotic exposure. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **14**, (2017).
47. O'Neill, J. Antimicrobials in Agriculture and the Environment: Reducing Unnecessary Use and Waste the Review on Antimicrobial Resistance. (2015).
48. Robinson, T. P. *et al.* Antibiotic resistance is the quintessential One Health issue. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.* **110**, 377–380 (2016).
49. Edo, J. T., Grave, K. & Mackay, D. “One Health”: The Regulation and Consumption of Antimicrobials for Animal Use in the EU. *Int. Anim. Heal. J.* **2**, 1–3.
50. Directiva 75_440_1975.pdf.

51. Consejo, D. D. E. L., Consejo, E. L. & Comunidades, D. E. L. A. S. N ° L 271 / 44 Diario Oficial de las Comunidades Europeas relativa a los métodos de medición y a la frecuencia de los muestreos y del análisis de las aguas superficiales Considerando la necesidad de que esta aproximación de las legislaciones vaya acompañada. 146–155 (1979).
52. Europeo, P. & Económico, C. Considerando que una disparidad entre las disposiciones ya. 174–192 (1980).
53. Comissions, E. The Common Agricultural Policy; Separating Fact from Fiction. *Agric. Rural Dev.* 1–9 (2019).
54. BOE. Real Decreto 486/2009, de 3 de abril, por el que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores que reciban pagos directos en el marco de la política agrícola común,. 35451–35466 (2009).
55. European Union. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. *Off. J. Eur. Union* **19**, 19–31 (2006).
56. Barrena Medina, A. Directiva 2014/80/UE de la Comisión de 20 de junio de 2014 que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DOUE L 182/52,. *Actual. Jurídica Ambient.* 23–23 (2014).
57. Ministerio de Medio Ambiente, y M. R. y M. Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. *Boletín Of. Del Estado* 60502–60511 (2009).
58. Real Decreto 261/1996. De 16 De Febrero, Sobre Protección De Las Aguas Contra La Contaminación Producida Por Los Nitratos Procedentes De Fuentes Agrarias. *BOE num.* 61 9734–9737 (1996).
59. 2015/495, C. I. D. (Eu) & 2015, of 20 M. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. *Off. J. Eur. Union* **L78/40**, 20–30 (2015).
60. EU Decision 2018/840. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2018/840 of 5 June 2018. *Off. J. Eur. Union* **141**, 9–12 (2018).
61. Serra-Roig, M. P. *et al.* Occurrence, fate and risk assessment of personal care products in river–groundwater interface. *Sci. Total Environ.* **568**, 829–837 (2016).
62. Eamus, D., Fu, B., Springer, A. E. & Stevens, L. E. Groundwater Dependent Ecosystems: Classification, Identification Techniques and Threats. in *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges* (eds. Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D. & Ross, A.) 313–346 (Springer International Publishing, 2016). doi:10.1007/978-3-319-23576-9_13.
63. Lapworth, D. J. *et al.* Developing a groundwater watch list for substances of emerging concern: A European perspective. *Environ. Res. Lett.* **14**, (2019).

64. Report, A. J. ECDC/EFSA/EMA second joint report on the integrated analysis of the consumption of antimicrobial agents and occurrence of antimicrobial resistance in bacteria from humans and food-producing animals. *EFSA J.* **15**, (2017).
65. Scoppetta, F., Sensi, M., Franciosini, M. P. & Capuccella, M. Evaluation of antibiotic usage in swine reproduction farms in Umbria region based on the quantitative analysis of antimicrobial consumption. *Ital. J. Food Saf.* **6**, 112–119 (2017).
66. Merle, R. et al. Feasibility study of veterinary antibiotic consumption in Germany - comparison of ADDs and UDDs by animal production type, antimicrobial class and indication. *BMC Vet. Res.* **10**, (2014).
67. Catalunya, G. De. Descripció dels tractaments aplicables en el marc agrari. 612–614 (2018).
68. Spielmeyer, A., Breier, B., Großmeier, K. & Hamscher, G. Elimination patterns of worldwide used sulfonamides and tetracyclines during anaerobic fermentation. *Bioresour. Technol.* **193**, 307–314 (2015).
69. Mitchell, S. M., Ullman, J. L., Teel, A. L., Watts, R. J. & Frear, C. The effects of the antibiotics ampicillin, florfenicol, sulfamethazine, and tylosin on biogas production and their degradation efficiency during anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* **149**, 244–252 (2013).
70. Feng, L., Casas, M. E., Ottosen, L. D. M., Møller, H. B. & Bester, K. Removal of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Sci. Total Environ.* **603–604**, 219–225 (2017).
71. Varel, V. H. et al. Effect of anaerobic digestion temperature on odour, coliforms and chlortetracycline in swine manure or monensin in cattle manure. *J. Appl. Microbiol.* **112**, 705–715 (2012).
72. Samaras, V. G., Stasinakis, A. S., Thomaidis, N. S., Mamais, D. & Lekkas, T. D. Fate of selected emerging micropollutants during mesophilic, thermophilic and temperature co-phased anaerobic digestion of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* **162**, 365–372 (2014).
73. Malmborg, J. & Magnér, J. Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *J. Environ. Manage.* **153**, 1–10 (2015).
74. Boix, C. et al. Behaviour of emerging contaminants in sewage sludge after anaerobic digestion. *Chemosphere* **163**, 296–304 (2016).
75. Zhang, M. et al. Fate of veterinary antibiotics during animal manure composting. *Sci. Total Environ.* **650**, 1363–1370 (2019).
76. Ezzariai, A. et al. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes. *J. Hazard. Mater.* **359**, 465–481 (2018).
77. Senta, I. et al. Removal of antimicrobials using advanced wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.* **192**, 319–328 (2011).
78. Verlicchi, P. & Zambello, E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil - A critical review. *Sci. Total Environ.* **538**, 750–767 (2015).
79. Jelic, A. et al. Tracing pharmaceuticals in a municipal plant for integrated wastewater and organic solid waste treatment. *Sci. Total Environ.* **433**, 352–361 (2012).

-
80. Marti, E., Osorio, V., Llorca, M., Paredes, L. & Gros, M. Environmental risks of sewage sludge reuse in agriculture. (2020) doi:10.1016/bs.apmp.2020.07.003.
 81. Stalder, T. *et al.* Quantitative and qualitative impact of hospital effluent on dissemination of the integron pool. *ISME J.* **8**, 768–777 (2014).
 82. Gonzalez-Martinez, A. *et al.* Linking the effect of antibiotics on partial-nitrification biofilters: Performance, microbial communities and microbial activities. *Front. Microbiol.* **9**, 1–16 (2018).