

salón INTERNACIONAL de la tecnología ganadera

2006

EXPOAVIGA

INTERNATIONAL trade fair for livestock breeding technology

Conferencia Nacional de Gestión de Deyecciones Ganaderas



Fira Barcelona

**Recinto Gran Via
20 Octubre 2006**

www.expoaviga.com



Organiza

GIRO

Patrocina

Applus⁺

salón INTERNACIONAL de la tecnología ganadera



INTERNATIONAL trade fair for livestock breeding technology

Actas de la Conferencia Nacional de Gestión de Deyecciones Ganaderas

Xavier Flotats (Ed.)

Fira de Barcelona

Recinto Gran Via

Barcelona, 20 de octubre de 2006

Organiza:

GIRO

Patrocina:

Applus⁺

CONTENIDO

| | |
|--|----|
| Presentación de la Conferencia y anuncio del I Congreso Español sobre Gestión Integral de las Deyecciones Ganaderas <i>Xavier Flotats</i> | 3 |
| El sector ganadero: competitividad y medioambiente <i>A. Muñoz Luna, G. Ramis y J. Martínez-Almela</i> | 9 |
| Caracterización y potenciales impactos ambientales de las deyecciones ganaderas <i>Rodolfo Canet, Marta Ribó, Fernando Pomares y María del Remedio Albiach</i> | 23 |
| Minimización en origen: alimentación y manejo en granja <i>David Torrallardona</i> | 39 |
| Uso agrícola de deyecciones ganaderas. Planes de fertilización <i>Jaume Boixadera</i> | 53 |
| Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión. <i>August Bonmatí y Albert Magrí</i> | 73 |

PRESENTACIÓN DE LA CONFERENCIA Y ANUNCIO DEL I CONGRESO ESPAÑOL SOBRE GESTIÓN INTEGRAL DE LAS DEYECCIONES GANADERAS

La producción de deyecciones ganaderas en España es de unos 90 millones de toneladas al año (MAPA, 2005). Estas, junto con otros subproductos o residuos orgánicos cuyo uso final sea la aplicación agrícola, constituyen la tipología de subproductos que se producen en mayor cantidad.

Para el óptimo aprovechamiento del recurso que representan las deyecciones ganaderas, y con el mínimo impacto ambiental, es necesario abordar la gestión de forma integral, esto es, desde la minimización en origen de caudales y componentes limitantes hasta los métodos de valorización final, teniendo en cuenta los aspectos organizativos y tecnológicos. La gestión integral ha de contemplar también los aspectos económicos y, por tanto, su internalización en la estructura de costes de la actividad productiva. Integrar costes y beneficios ambientales ha de ser un elemento de competitividad para el sector.

Los posibles impactos ambientales, y por tanto los posibles beneficios ambientales que comporta su control, afectan a la atmósfera, al suelo y las aguas. Sólo un conocimiento actualizado de éstos puede permitir un alto grado de concienciación, así como valorar el beneficio de cambios de actitudes y de la adopción de medidas simples de actuación. Por ejemplo, separar aguas pluviales de la línea de purines o estiércoles permite reducir el volumen de deyecciones a transportar (beneficio económico directo) y minimizar la contaminación de las aguas (beneficio ambiental y económico indirecto).

Tecnológicamente se puede hacer prácticamente todo en el campo del tratamiento de las deyecciones ganaderas: separar fracciones líquidas y sólidas para mejorar el almacenaje, el transporte y la aplicación; compostar para obtener un producto de uso en horticultura; separar el nitrógeno amoniacal para obtener una sal sustituible de compuestos de nitrogenados minerales; producir energía mediante digestión anaerobia; obtener un producto seco y paletizado transportable a largas distancias; eliminar parte del nitrógeno mediante la combinación de los procesos de nitrificación – desnitrificación; separar fósforo y amonio para obtener estruvita; y un largo etcétera de posibilidades que la investigación y el desarrollo tecnológico pone a disposición del mercado.

Asimismo, la investigación aplicada a la alimentación y los aditivos ofrece posibilidades para mejorar la digestibilidad y reducir el contenido de nutrientes en las deyecciones, posibilitando menores requerimientos de cultivos para su aplicación. También, en el campo de la aplicación agrícola de deyecciones se avanza mejorando el conocimiento y control sobre la dinámica de los nutrientes y la sustitución de fertilizantes minerales de importación por este recurso propio.

La gestión integral abarca diferentes áreas del conocimiento científico y diferentes sectores profesionales de actividad, los cuales utilizan lenguajes y formas de comunicación diferente. Pero todos ellos tienen como usuario final el mismo: el sector

ganadero. La jornada que se presenta, en el marco de EXPOAVIGA, pretende ser un primer precedente de punto de encuentro sobre gestión integral, reuniendo especialistas de los diferentes campos de actividad y con el objetivo de presentar el estado del conocimiento en las diferentes áreas, discutir líneas de actuación, intercambiar ideas y avanzar hacia el paradigma del desarrollo sostenible, en este caso del sector ganadero.

La estructura de la jornada está diseñada para promover la participación, por lo cual la figura del moderador adquiere un papel relevante. Cada sesión es de una hora, abordando cinco temas que se consideran, a priori, centrales para la gestión integral. Dentro de esta hora, el ponente tiene el cometido de centrar el tema en un tiempo aproximado de poco más de media hora, abordando el estado actual del conocimiento en este ámbito, los condicionantes a considerar y posibles líneas de actuación de futuro o posibles interrogantes a resolver. A partir de este momento, el moderador y el auditorio tienen la palabra. El objetivo de esta parte de la sesión es despejar interrogantes previamente planteados y/o plantear de nuevos: ¿en qué líneas hay que continuar trabajando?, ¿qué experiencias prácticas son exitosas y cuáles no deberían recibir atención?, ¿qué limitaciones tiene el sector para acometer algunas actuaciones?, ¿cuáles han de ser las líneas de investigación y desarrollo prioritarias?, ¿...?

Los temas, ponentes y moderadores de cada sesión son los siguientes:

Tema 1: El sector ganadero: competitividad y medio ambiente.

Ponente: Dr. Antonio Muñoz Luna. Profesor de la Facultad de Veterinaria de la Universidad de Murcia.

Moderador: Sr. Ricard Parés. Director de la Asociación Catalana de Productores de Porcino (PORCAT).

Tema 2: Caracterización y potenciales impactos ambientales de las deyecciones ganaderas

Ponente: Dr. Rodolfo Canet. Investigador del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA)

Moderador: Sra. Ana Rodríguez Cruz. Jefe de Área de Residuos de Origen Biológico. Subdirección General de Calidad Ambiental (Ministerio de Medio Ambiente)

Tema 3: Minimización en origen: alimentación y manejo en granja.

Ponente: Dr. David Torrallardona. Investigador del Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentaria (IRTA), centro de Mas Bové (Tarragona)

Moderador: Dr. Daniel Babot. Profesor del Departamento de Producción Animal de la Universidad de Lleida.

Tema 4: Uso agrícola de deyecciones ganaderas. Planes de fertilización.

Ponente: Sr. Jaume Boixadera. Jefe del Servicio de Producción Agrícola de la Departamento de Agricultura, Ganadería y Pesca (Generalitat de Catalunya) y Profesor asociado del Departamento de Medio Ambiente y Ciencias del Suelo de la Universidad de Lleida.

Moderador: Dr. Jordi Comas. Profesor del Departamento de Ingeniería Agroalimentaria y Biotecnología de la Universidad Politécnica de Catalunya.

Tema 5: Tecnologías de tratamiento

Ponente: Dr. August Bonmatí. Técnico del Departamento de Gestión de la Materia Orgánica, Agencia de Residuos de Catalunya (Generalitat de Catalunya).y Profesor asociado del Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria de la Universidad de Girona.

Moderadora: Sra. Teresa Guerrero. Jefe del Departamento de Gestión de la Materia Orgánica, Agencia de Residuos de Catalunya (Generalitat de Catalunya).

Quede aquí el agradecimiento a los ponentes y moderadores al aceptar participar en esta jornada, sobretodo a los ponentes por haber preparado con antelación las ponencias que se presentan en este documento. Esperemos que estas sirvan de base para el aprendizaje y la reflexión conjunta de los participantes en la jornada y de posteriores lectores.

El objetivo último de esta jornada es recoger los aspectos base de discusión que abren interrogantes de futuro. Estos han de ser los puntos que deberán recibir especial atención en el Congreso que se organizará en el marco de EXPOAVIGA 2008: “**I Congreso Español sobre Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas**”.

El Congreso se cimentará en 3 bases interrelacionadas:

- 1.- La base científica, con aportaciones al conocimiento científico y tecnológico a través de comunicaciones orales y pósters, seleccionados por un comité científico..
- 2.- La base sectorial, mediante la organización de mesas redondas y jornadas específicas que permitan que el sector y las empresas activas en servicios a éste puedan vehicular sus experiencias e inquietudes.
- 3.- La base comercial, mediante la habilitación de stands de la feria EXPOAVIGA donde las empresas y otras entidades que oferten productos y servicios puedan exponer sus propuestas.

El objetivo es diseñar un formato de Congreso que permita una interrelación entre el sector académico e investigador, el sector ganadero, la administración y los sectores productivos y comerciales que desarrollan y ofertan servicios y equipos en el ámbito de la gestión integral de las deyecciones ganaderas. Una imagen deseable es que el rigor científico salga de los laboratorios de universidades y centros de investigación, para contaminar el espíritu con que el sector aborda la gestión de las deyecciones, y que el sector y empresas activas en éste entren en los laboratorios para contaminarlos de sus necesidades e inquietudes.

Para la constitución del Comité Científico se ha invitado a profesores e investigadores especialistas en diferentes campos relacionadas con la gestión integral:

Francesc Prenafeta (GIRO Centro tecnológico, Barcelona) – Secretario del Comité

Pilar Bernal (CEBAS-CSIC, Murcia)

Daniel Babot (Universitat de Lleida)

August Bonmatí (Universitat de Girona)

Jaume Comas (Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona)
Rodolfo Canet (Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, Valencia)
Belén Fernández (GIRO Centro tecnológico, Barcelona)
José María Gil (CREDA/IRTA – Universidad Politècnica de Catalunya, Barcelona)
Elena Marañón (Universidad de Oviedo)
José Martínez (CEMAGREF, Francia)
Joan Mata (Universitat de Barcelona)
Llorenç Milà (Surrey University, Inglaterra)
Raúl Moral (Universidad Miguel Hernández, Alicante)
Antonio Morán (Universidad de León)
Joaquín Moreno (Universidad de Almería)
Antonio Muñoz (Universidad de Murcia)
Jaume Porta (Universitat de Lleida)
M. Rosa Teira (Universitat de Lleida)
David Torrallardona (IRTA – Mas Bové, Tarragona)
Antonio Torres (Universidad Politècnica de Valencia)

El comité organizador del Congreso será un equipo integrado por personal del GIRO Centro tecnológico y de EXPOAVIGA, siendo el secretario del comité el Sr. Albert Magrí del GIRO CT.

Deseamos que la conferencia cuyas ponencias constituyen el presente documento, así como el desarrollo de la jornada, la implicación de los participantes y el futuro Congreso que empezamos a organizar sean una contribución al desarrollo del sector ganadero y del país en general. Deseamos que contribuyan a la comunicación e intercambio de conocimiento y experiencias, a sentar bases de desarrollo científico y tecnológico y, en definitiva, a crear una visión de la problemática y soluciones de la gestión integral de las deyecciones ganaderas bajo un enfoque holístico, esto es, aquel en el que el todo es más que la suma de sus partes.

Finalmente, agradecer a la presidencia, a la dirección y a todo el equipo de EXPOAVIGA la colaboración y facilidades dadas para la organización de esta Jornada, así como su implicación en la preparación del Congreso de 2008.

Xavier Flotats i Ripoll

Director del GIRO Centro tecnológico

Presidente del Comité organizador del I Congreso Español sobre Gestión Integral de Deyecciones Ganaderas 2008

Mollet del Vallés, octubre de 2006

El sector ganadero: competitividad y medioambiente

A. Muñoz Luna*, G. Ramis* y J. Martínez-Almela**

* Grupo de Investigación “Cría y salud del ganado porcino”. Departamento de Producción Animal, Facultad de Veterinaria, Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30.071 Murcia

(E-mail: antmunoz@um.es; guiramis@um.es)

** SELCO MC, Ingeniería Avanzada. Plaza de Tetuán, 16, 12.001 Castellón (E-mail: jmtnezalmela@Selco.net)

Resumen

El sector ganadero europeo se enfrenta hoy en día a nuevos retos como son el mantener su competitividad en el marco de la legislación más restrictiva de su historia en temas claves como la seguridad alimentaria, el bienestar animal o la protección medioambiental. Mientras que algunas legislaciones para el bienestar de algunas especies de abasto aún no se han implementado, la normativa para la protección medioambiental es de tipo general y de aplicación universal a toda la ganadería. La aparición de toda esta constelación de leyes ha propiciado que el agronegocio en Europa esté cambiando a un ritmo vertiginoso y se esté generando un “nuevo orden” zootécnico en el ámbito de la producción de alimentos de origen animal, que además será la única posibilidad de sobrevivir de un sector cada vez menos rentable por el incremento de costes que conlleva toda esta normativa. Los pilares fundamentales de este nuevo orden serán la satisfacción absoluta de las demandas del consumidor –sobre todo del consumidor del primer mundo– generando valores añadidos para nuestros productos: seguridad alimentaria inapelable, respeto al animal durante el proceso productivo, protección a ultranza del medioambiente y trazabilidad. Y la defensa de estos valores añadidos será lo que nos mantenga en el negocio agropecuario, siempre que consigamos involucrar al consumidor haciendo que sufrague el sobrecoste derivado.

Palabras Clave

Medioambiente, producción animal, subproductos animales.

LA PRODUCCIÓN DE ALIMENTOS DE ORIGEN ANIMAL EN EL MUNDO

Para tratar de centrar el tema que nos ocupa haremos un breve repaso de la situación del negocio agropecuario a nivel mundial para poder centrarnos en la evolución del mismo en Europa y más concretamente en nuestro país. Esta visión global nos ayudará, sin

duda, a enfocar cual es hoy –y cual será mañana- nuestra situación en un sector que se revela estratégico, como es la producción de alimentos de origen animal. Y nos ayudará a comprender cuales son nuestras fortalezas y debilidades con respecto a nuestros principales competidores. En muchos de los casos utilizaremos el sector porcino como un ejemplo, puesto que es el que mejor conocemos en nuestro grupo de investigación.

Una visión global

El incremento del poder adquisitivo de la población mundial, junto con los profundos cambios demográficos experimentados en las últimas décadas ha impulsado un incremento notable en la demanda de alimentos de origen animal. Pero a diferencia de lo ocurrido con la “Revolución verde” de mitad y final del siglo XX que estuvo guiada fundamentalmente por la oferta, la “Revolución ganadera” está dirigida por la demanda (Delgado et al., 1999). En la tabla 1 podemos observar la evolución en el consumo de productos de origen animal en distintos periodos y la proyección sobre el incremento de la demanda hacia el año 2020. Sin embargo, mientras que esta revolución busca producir alimentos a un mínimo coste para hacerlos asequibles a la mayor parte de la población, especialmente en los países desarrollados, en Europa la legislación es cada vez más restrictiva en algunos aspectos como la protección medioambiental, el bienestar animal o la seguridad alimentaria y la trazabilidad, lo que redundará en unos requisitos que generan un incremento en el coste de producción.

Tabla 1. Crecimiento en la demanda y producción de alimentos de origen animal diferenciado por regiones mundiales.

| Área | Consumo de carne real y proyectado por región | | | | |
|---------------------------------|---|-----------|--|------|------|
| | Crecimiento anual del consumo total de carne | | Consumo total de carne | | |
| | 1982-94 (porcentaje) | 1993-2020 | 1983 (millones de toneladas métricas) | 1993 | 2020 |
| China | 8,6 | 3,0 | 16 | 38 | 85 |
| Otros países de Asia Oriental | 5,8 | 2,4 | 1 | 3 | 8 |
| India | 3,6 | 2,9 | 3 | 4 | 8 |
| Otros países de Asia Meridional | 4,8 | 3,2 | 1 | 2 | 5 |
| Asia Sudoriental | 5,6 | 3,0 | 4 | 7 | 16 |
| América Latina | 3,3 | 2,3 | 15 | 21 | 39 |
| Asia Occidental/Norte de África | 2,4 | 2,8 | 5 | 6 | 15 |
| África al Sur del Sahara | 2,2 | 3,5 | 4 | 5 | 12 |
| Mundo en desarrollo | 5,4 | 2,8 | 50 | 88 | 188 |
| Mundo desarrollado | 1,0 | 0,6 | 88 | 97 | 115 |
| Mundo en general | 2,9 | 1,8 | 139 | 184 | 303 |

Fuentes: Datos anuales de la FAO. El consumo total de carne en 1983 y 1993 corresponde a promedios móviles de tres años. Las proyecciones hasta el año 2020 provienen del modelo mundial IMPACT del IFPRI (Delgado et al., 1999)

Por otra parte, el incremento en la producción de alimentos de origen animal requiere de ciertos recursos como son superficie agraria útil y agua, para producir las materias primas necesarias en alimentación animal. Y Europa no tiene ni una cosa ni la otra. Por tanto, el aumento en la producción mundial se dará en países como Estados Unidos, China, Canadá o Brasil. Si observamos como se han incrementado los costes de producción en la UE con respecto a Estados Unidos o Brasil, veremos que la posibilidad de competir con estos grandes productores es cada vez más limitada. Por tanto, pretender ganar la “guerra de precios” es inalcanzable. Debemos pues, plantearnos como ganar la “guerra de valores”.

De la “revolución ganadera” al “nuevo orden zootécnico”

Una vez esbozado el marco en el que se desenvuelve nuestra actividad productiva, y teniendo claro que los europeos somos cada vez menos competitivos en el mercado global, queda claro que el negocio agropecuario ha cambiado profundamente en los últimos años y en el futuro aún habrá de cambiar más. Mientras que hasta hace pocas décadas el flujo del negocio se movía desde el productor al consumidor, hoy es al contrario: el consumidor –del primer mundo- demanda un producto que ya no tiene que ser seguro, nutritivo y satisfacer las necesidades y apetencias; debe además tener una serie de valores psico-sociológicos añadidos: haberse obtenido mediante sistemas respetuosos con la especie ganadera, respetuosos con el medioambiente y ser trazables (Figura 1). Y la respuesta que debemos darle al consumidor es la que conforma el concepto que hemos denominado **nuevo orden zootécnico**.

La definición de este concepto es: **“El nuevo orden zootécnico que se perfila en la producción porcina (y ganadera en general) europea se define como la creación del escenario adecuado para la producción de alimentos de origen animal destinados al consumo en el primer mundo, armonizando todo un conjunto de subáreas de conocimiento que adecuan la producción a la demanda actual, resaltando tres aspectos fundamentales: seguridad alimentaria *versus* trazabilidad, generación y garantía de bienestar animal y protección y conservación del medio ambiente”**.

REPERCUSIONES DE LA APLICACIÓN DE LA NORMATIVA MEDIOAMBIENTAL EN LA GANADERÍA EUROPEA

La Unión Europea ha legislado profusamente en los últimos años con respecto a la producción ganadera, en algunos casos respondiendo a las demandas de la opinión pública y en otras ocasiones respondiendo a las crisis alimentarias que han sacudido el sector ganadero en la última década (avance de la BSE; aparición de enfermedades de la lista A en países como el Reino Unido, España, Alemania, Holanda, etc; presencia de contaminantes en la carne; uso de sustancias prohibidas, etc). Los principales puntos de legislación han sido:

- Uso de antibióticos
- Bienestar animal
- Protección medioambiental
- Identificación animal y trazabilidad
- Legislación sanitaria específica.

E invariablemente cada uno de estos bloques legislativos ha inducido un incremento en los costes de producción ganaderos.

**Las condiciones de mercado están cambiando:
¿Cómo se organizaba históricamente y se organiza en los países en desarrollo el sistema de negocio?**

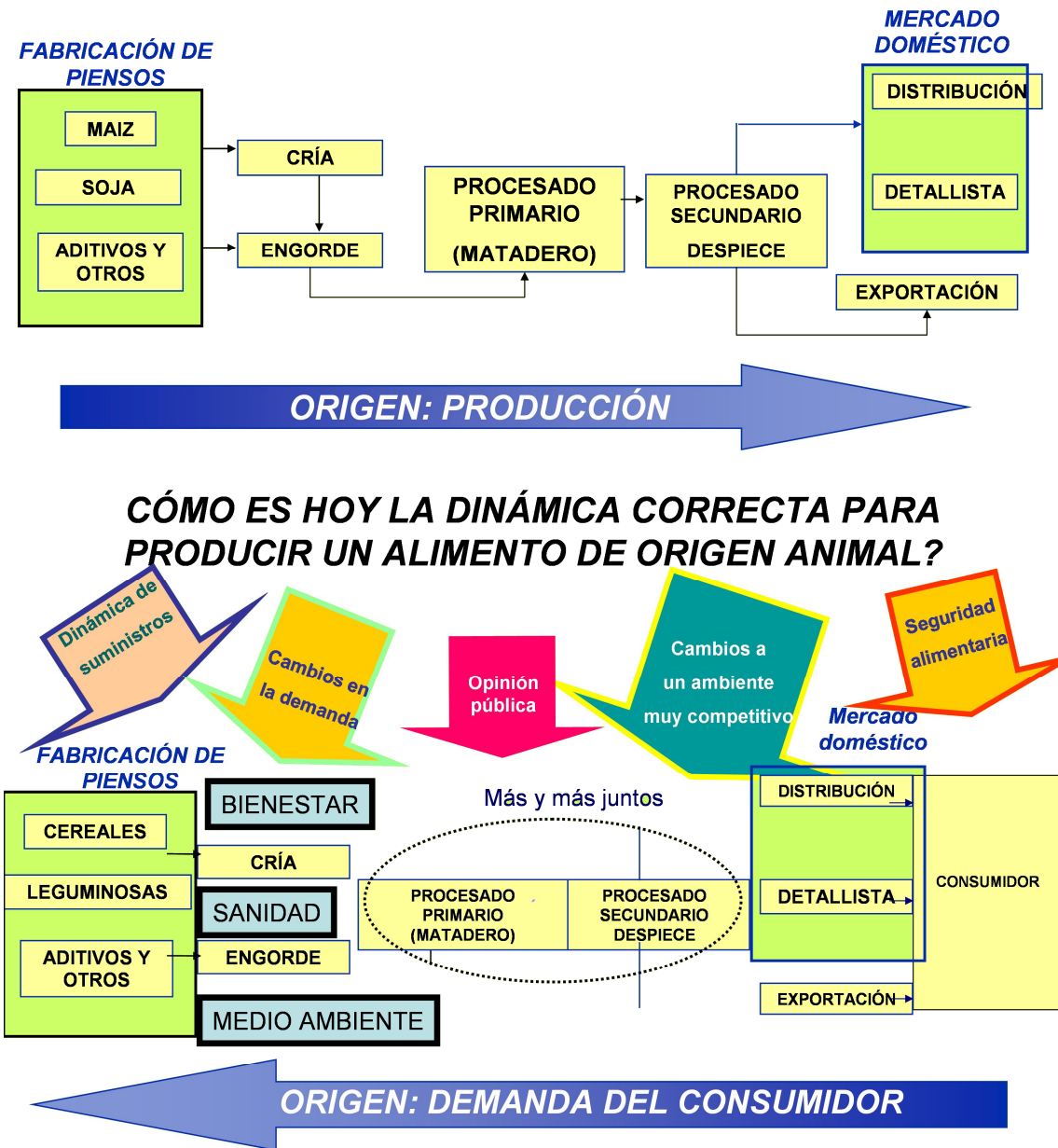


Figura 1: ¿Cómo ha cambiado el sector de producción de alimentos de origen animal en los últimos años? La corriente de producción se ha invertido; hoy el consumidor demanda y nosotros tenemos que atender estas demandas.

Lo cierto es que además la producción animal es un sistema ineficiente por naturaleza; tomando como ejemplo el cerdo, de cada gramo de proteína consumida, tan solo el 33%

es utilizado para la deposición de tejidos en el animal (Figura 2) y el resto se elimina en forma de subproductos.

Esto ha hecho que de forma clásica nuestra preocupación se haya centrado en tan solo el 33% de lo producido en la granja. ¿Y el 66% restante? Son los subproductos de origen animal: purines, estiércoles y cadáveres. Y hasta hace poco tiempo eran elementos que teníamos poco en cuenta en la configuración de nuestras estrategias productivas e incluso en nuestras ecuaciones de costes. Baste como ejemplo observar la gráfica sobre configuración de costes publicada en el libro blanco del MAPYA en 2004 para hacernos una idea (Figura 3)

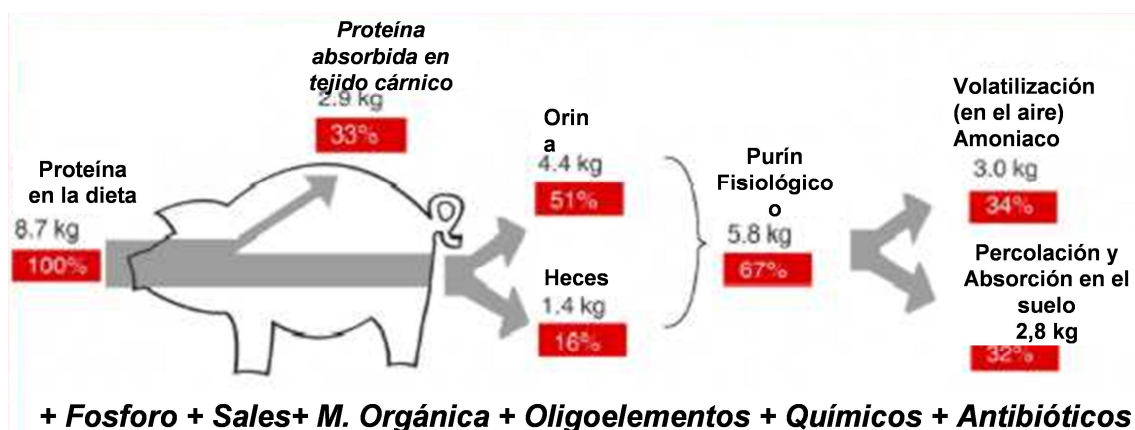


Figura 2. Dinámica de utilización de los recursos proteicos aportados a un cerdo durante el proceso de producción¹

Los subproductos de origen animal

Sería irresponsable cerrar los ojos ante una realidad evidente: como ya mencionamos el 66% de los recursos invertidos terminan dando lugar a un subproducto animal. Pero, ¿podemos cuantificar el volumen de estos subproductos? Sí. Vamos a tomar como ejemplo el sector porcino español:

- Purines:
 - Con una cabaña de 23,8 millones de animales permanentes (9/litro/animal/día)= 70,0 millones de m³/año, equivalentes sólo en nutrientes a:
 - NTK: 350.000 Tm (entre 4,1 y 5,2 kg m³)
 - Pt: 140.000 Tm (entre 1,6 y 2,1 kg/m³)
 - K: 70.000 Tm (entre 0,8 y 1,1 kg/m³)

La equivalencia en producción de residuo orgánico humano h/eq= 71,5 millones personas (carga másica 1:3)

¹ Fuente: Consumption, utilisation and losses of protein in the production of a slaughter pig with a final live weight of 108 kg (Ajinomoto Animal Nutrition, 2000).

- Cadáveres²:

| Animal | Censo | Mortalidad media | Peso |
|----------------------------|-------------------|------------------|--------------------------------------|
| Cerdas | 2.600.000 | 6% | 180 a 240 (≅185 Kg.) |
| Lechones nacidos vivos | 48.000.000 | 12% | 1 a 6 (≅2 Kg.) |
| Lechones en transición | 42.400.000 | 4% | 6 a 20 (≅14 Kg.) |
| Cerdos de cebo | 37.500.000 | 8% | 20 a 100 (≅55 Kg.) |
| BAJAS EN LACTACIÓN | 5.600.000 | | |
| BAJAS EN TRANSICIÓN | 1.700.000 | | |
| BAJAS EN CEBO | 3.256.000 | | |
| TOTAL CADÁVERES/AÑO | 10.712.000 | | 242.940 Tm. de 50.000 granjas |

Con estos datos es fácil comprender la dimensión del reto medioambiental que nos plantea el sector ganadero.

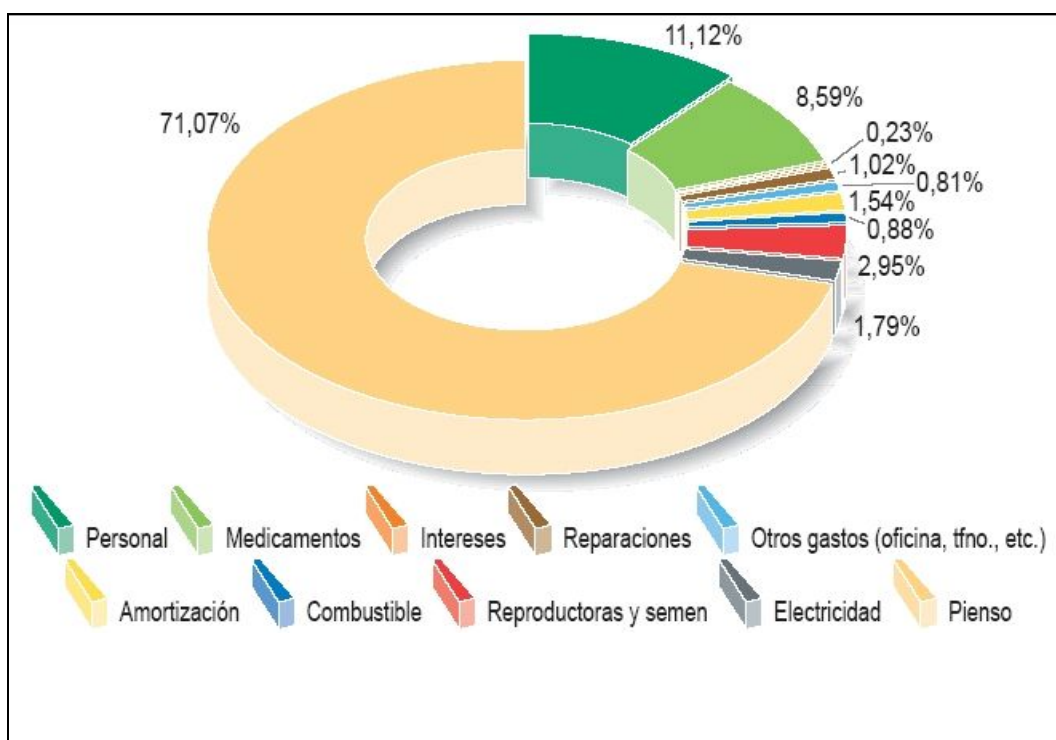


Figura 3. Configuración de la ecuación de costes en ganadería intensiva publicada en el Libro Blanco del MAPYA (2004). ¿Dónde están los costes ambientales y de bienestar?

² Fuentes: Elaboración propia s/fuentes diversas, MOMA, MAPYA, A. Muñoz Luna. Rvta. "Suis" nº 8, Julio 2004

Coste medioambiental

Evidentemente, la nueva legislación ambiental en la UE (Figura 4) tiene como objeto la protección medioambiental exhaustiva, incluyendo aguas, tierra y aire. En la última década se ha producido un fervor legislativo muy importante, que –brevemente descrito- ha llevado a limitar de forma muy importante la cantidad de nutrientes que se pueden añadir al suelo. Clásicamente, los subproductos de origen animal eran añadidos a la tierra como enmienda orgánica, pero el hecho de que la densidad ganadera haya aumentado enormemente en la Unión y de que la producción ganadera esté cada vez más desligada de la producción agrícola –y por tanto carente de tierra a la que añadir estos productos- ha favorecido que se desarrollen sistemas que reduzcan la concentración de estos nutrientes en el purín y estiércol.

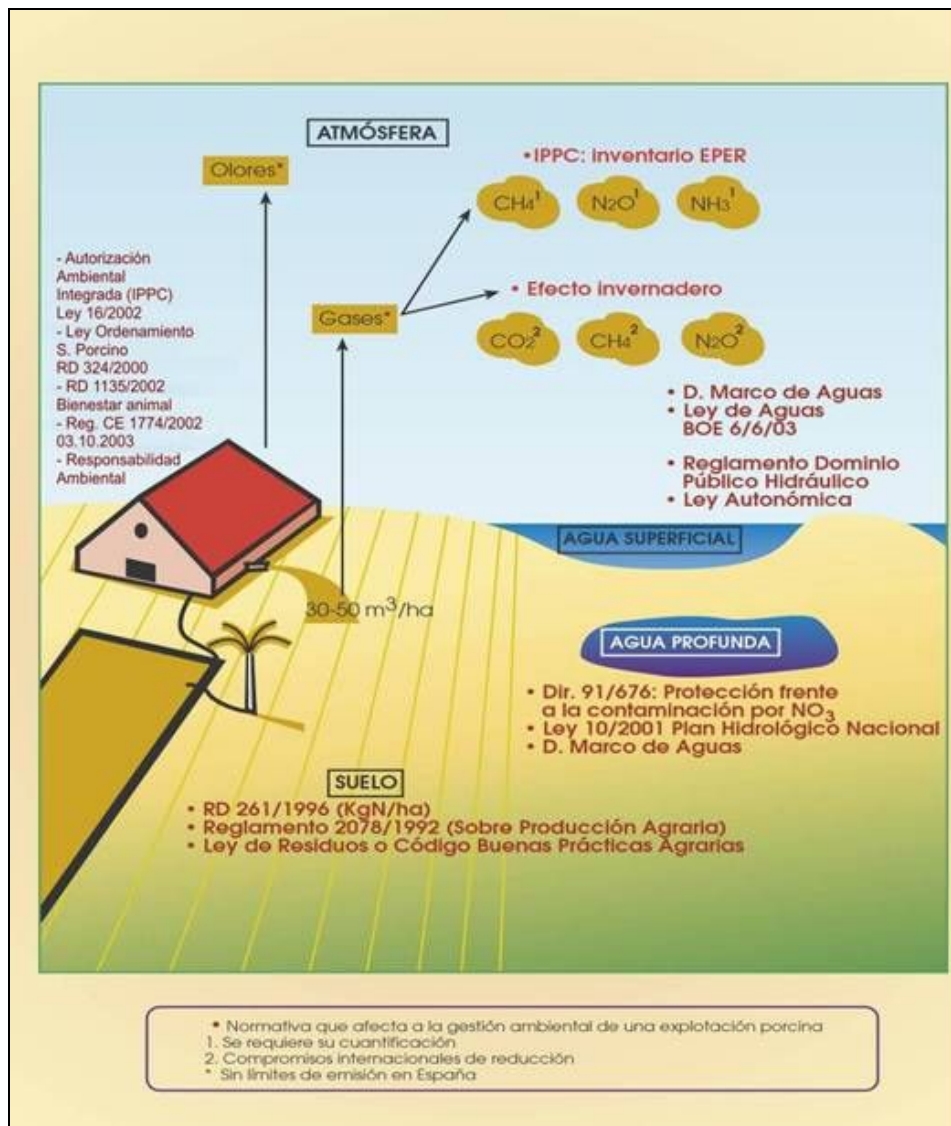


Figura 4. Legislación medioambiental que afecta a una granja de porcino en España

Y si atendemos a las estimaciones de algunos expertos, los sobre-costes derivados de la destrucción de algunos de estos subproductos conllevarán un impacto económico muy importante en producciones tales como el porcino, ternera o el vacuno de leche.

Tabla 2. Estimación de la importancia económica de algunas de las líneas legislativas de la UE. (X: Impacto económico muy fuerte)³

| Sobrecostes estudiados | Terneros | Vacuno | Cerdos |
|---|----------|--------|--------|
| No utilización de anabolizantes | X | X | - |
| No utilización de antibióticos | x | x | X |
| Reglamentación bienestar animal (edificios-transporte) | x | X | X |
| Reglamentación medioambiental: adaptación de los edificios a las normas | x | x | x |
| No utilización de harinas animales | - | - | x |
| Destrucción de determinados subproductos animales | x | X | X |
| Identificación de los animales | x | x | - |
| Trazabilidad ganadero-cárnica | x | X | X |

VACUNO

| | | | |
|---|--|--|--|
| Coste por la adecuación de los edificios a las normas | En particular, afecta al almacenamiento de las deyecciones. | El coste se ha estimado en 510 €/UGB | si suponemos que la amortización por la inversión se realiza en 10 años, supone un coste de 5 €/100 kg canal: 560 M° € para la UE-25 |
| Coste de destrucción de los subproductos | El coste de destrucción de los subproductos de vacuno denominados de «alto riesgo» ó de «riesgo» es importante. Los volúmenes tratados e incinerados representan alrededor del 50% | La suma de todas las categorías permite realizar una estimación de coste de 6 € / 100 kg. peso canal | 480 M° € para la UE-25 |

³ Fuente: Modificado de Sobrecoste de las limitaciones reglamentarias comunitarias en el Vacuno y el Porcino. Jean Claude Guesdon. OIV Rome, 13/09/2005

| | | | |
|---|---|--|--------------------------|
| | de las toneladas de producción de vacuno pesado | | |
| PORCINO | | | |
| Impacto de la Reglamentación medioambiental | Limitaciones: ○ prácticas de fertilización (Directiva de Nitratos /Ley del Agua) ○ capacidad de almacenamiento de purines y de tratamiento de efluentes | Sobrecoste de 7,5 € / 100 kg. peso canal | 1 575 M° € para la UE-25 |
| Coste de destrucción de los subproductos | | 6 € /100 kg peso canal. | 1.260 M° € para la UE-25 |

Estimación de la pérdidas por sobrecostes según las producciones en la UE-25 (en Millones €) (Extrapolación de volúmenes de la UE a partir de costes estimados en Francia)⁴

| Tipo de Reglamentación | Terneros | Vacuno pesado | Porcinos |
|--|-----------------|----------------------|-----------------|
| Anabolizantes prohibidos | 372 | 950 | - |
| Antibióticos prohibidos | 54 | 137 | 80 |
| Bienestar animal | 31 | 10 | 145 |
| Edificios en las explotaciones | 0 | 560 | 1 575 |
| No utilización de harinas y grasas animales | 0 | 0 | 45 |
| Destrucción de harinas animales | 47 | 480 | 1575 |
| Identificación de los animales | 5 | 32 | 126 |
| Dispositivos de trazabilidad de la carne | 50 | 320 | 495 |
| Conjunto de sobrecostes (Millones de €) | 528 | 2489 | 3716 |
| Producción UE en 2004 (miles Tm/peso cabal) | 775 | 7 225 | 21 000 |
| Conjunto de sobrecostes por € / kg peso canal | 0,68 | 0,34 | 0,18 |

⁴ Fuente: Modificado de Sobrecoste de las limitaciones reglamentarias comunitarias en el Vacuno y el Porcino. Jean Claude Guesdon. OIV Rome, 13/09/2005

¿Será rentable criar ganado en el siglo XXI?

Ante todos estos factores gravosos para la producción animal se plantea una pregunta clave: ¿será rentable criar animales de abasto en este siglo y en nuestras condiciones? La respuesta no es sencilla. Sin duda, la rentabilidad pasa por hallar soluciones para las cuestiones medioambientales de modo que se internalicen los costes y se obtenga un beneficio de ese 66% de las materias primas que hoy se desperdician en forma de subproductos. Y sobre todo, conseguir que el consumidor comprenda la adición de valores de nuestros productos.

Tras todo lo dicho anteriormente: ¿Cuál es el escenario en el que tendremos que producir? Un escenario en el que la UE tiene unos costes de producción ALTOS comparados con los de otros competidores (USA, Brasil, Canadá, etc), con una capacidad de crecimiento limitada puesto que carecemos de los tres recursos imprescindibles para ello: superficie agraria útil, agua y materias primas y con una legislación cada vez más restrictiva como ya hemos dejado patente. Por tanto, ya que es imposible que ganemos la “guerra de precios”, debemos embarcarnos y tratar de ganar la “guerra de valores”: hasta ahora la ofrecíamos al consumidor una carne de alta calidad y segura y desde hoy debemos ofrecerle una carne de alta calidad, segura, trazable y obtenida con el máximo respeto por el bienestar de la especie y el medioambiente.

Sin duda, uno de los sectores de producción de proteína de origen animal que debemos estudiar con detenimiento si queremos obtener algunas de las claves de nuestro futuro es el de producción láctea. Hoy nos encontramos con la leche como un producto idealizado por cuestiones obvias –es el primer alimento que como mamíferos tomamos- que han llevado a este sector a estar en auge: en cualquier hipermercado la leche y los derivados lácteos puede llegar a ocupar hasta un 20% de la superficie total destinada a alimentos. Y la industria láctea ha conseguido que el consumidor perciba este alimento como donante o mantenedor de salud. No hay más que ver ciertos preparados lácteos con cultivos bacterianos que se venden a un alto precio bajo la premisa de ser “reforzadores de la inmunidad”.

Pero además de conseguir que el consumidor perciba plenamente las bondades de nuestros productos, debemos evitar cualquier planteamiento devorador de energía, ya que es algo que escasea. Y sin duda, dejar escapar el 66% de los recursos invertidos en el proceso productivo no es el mejor modo de hacerlo. ¿Qué soluciones medioambientales tenemos?.

Soluciones medioambientales al reto establecido

Antes que nada, queremos dar unas premisas para abordar el futuro que nos espera con ciertas garantías de éxito:

- 1º) El futuro no hay que PREVEERLO, hay que DISEÑARLO;
- 2º) El futuro hay que DISEÑARLO A TIEMPO; Conceptos claves para diseñar el futuro: conocer, agrupar y planificar;
- 3º) Evitar al máximo (o al menos en la medida de lo posible) las paradojas;
- 4º) Favorecer una cultura económica, moral y ecológica de la producción de alimentos de origen animal, especialmente en sus aspectos socio-económicos;
- 5º) Favorecer la cultura del bienestar animal, del aprovechamiento, reciclaje y revalorización de las fracciones de los subproductos líquidos y sólidos (balance de nutrientes y energía), EXIGIENDO EL FUNDAMENTO CIENTÍFICO DE LAS

DECISIONES Y SU CUMPLIMIENTO EN TODOS LOS PROVEEDORES TANTO DE LA UE COMO DE PAÍSES TERCEROS

6º) Huir de planteamientos “devoradores de energía”. ÉSTA TIENE SUS LÍMITES Y LE DEBEMOS A LA SOCIEDAD INTENTAR ALTERNATIVAS

Con respecto a las cuestiones medioambientales, hoy en día se nos ofrecen diversas opciones para poder revalorizar esos recursos que estábamos perdiendo. Podemos dividirlos en tres:

1. Optimizar el rendimiento tanto desde el punto de vista tanto productivo como desde el punto de vista de la reducción en el consumo de materias primas. Un ejemplo claro es la nueva formulación de dietas buscando mantener un alto nivel productivo pero a la vez limitando la cantidad de subproducto a tratar.
2. Desarrollo de sistemas de tratamientos y purines, que consigan un aprovechamiento de los subproductos. En la figura 5 podemos ver un esquema de las distintas opciones de internalización de costes que nos ofrece el tratamiento de purines, o como en este caso, el tratamiento conjunto de purines y cadáveres.

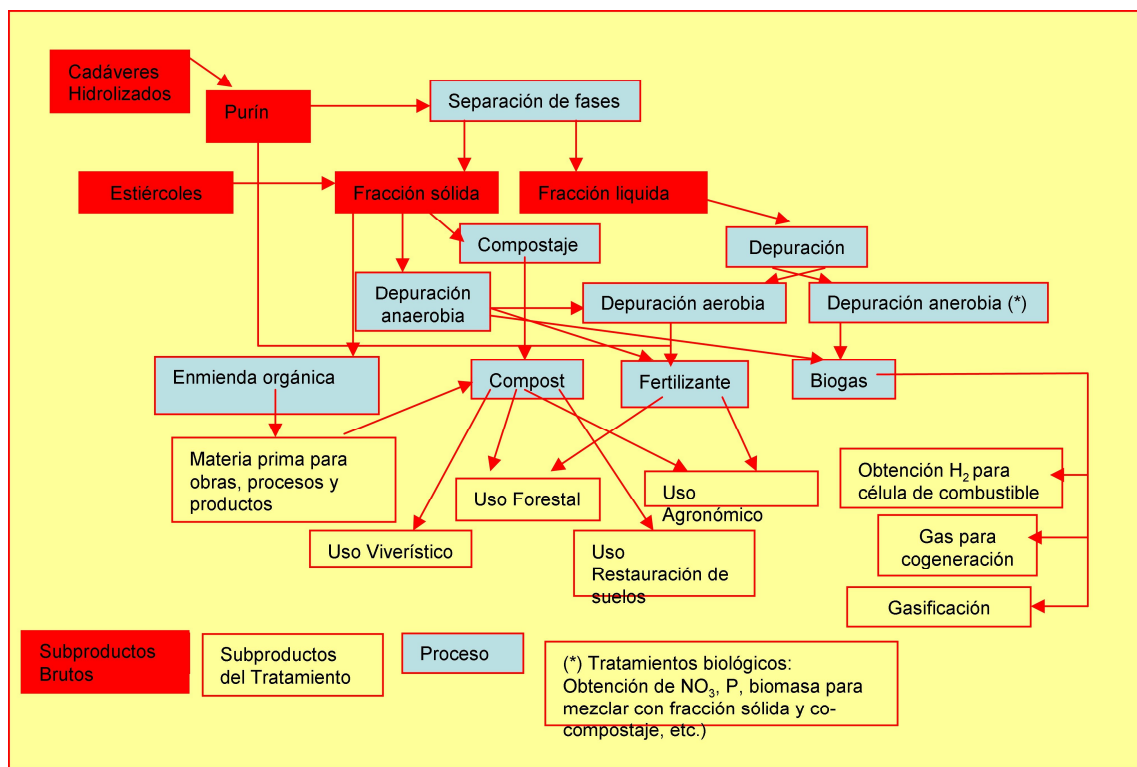


Figura 5: Posibilidades de recuperación de energía y productos a partir de los subproductos animales de ganadería (purín y cadáveres).

Y este objetivo se puede conseguir mediante soluciones como la que aportan diferentes sistemas ya disponibles en el mercado. Estas instalaciones se adaptan a las demandas de cada productor e incluso del tamaño de la explotación en cuestión, ofreciendo “múltiples soluciones” para “múltiples problemas”. Así, cuando la producción esté muy atomizada o compuesta por granjas pequeñas existe incluso la posibilidad de utilizar instalaciones móviles –instaladas en un camión- que pueden dar servicio a varios productores.

3. Diseño de instalaciones adaptadas a estas nuevas demandas medioambientales.

Cuando la situación lo permita, además de intentar optimizar las instalaciones en sí mismas, deberíamos tratar de agrupar las distintas partes del proceso productivo para un mejor aprovechamiento energético. El máximo exponente estaría representado en la Figura 6, donde se ha instalado la explotación ganadera en las inmediaciones del matadero y además se ha dotado con un sistema de tratamiento medioambiental donde se incluye la generación de biogas que dota de energía tanto a las instalaciones de producción animal como al propio matadero.

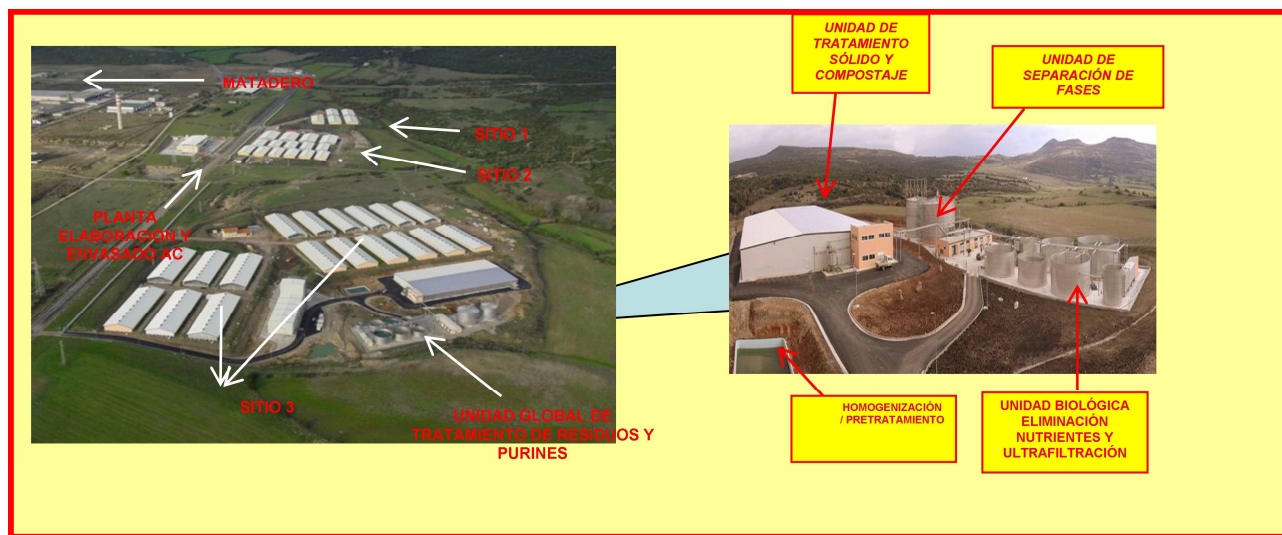


Figura 6. Diseño racional de instalaciones; las explotaciones ganaderas en las inmediaciones del matadero y con un sistema de regeneración energético mediante biogas que surte a las granjas y al matadero.

CONCLUSIONES

Nos enfrentamos a un reto de futuro muy interesante y en el que hacer las cosas bien supondrá poder mantenernos en el negocio agropecuario. Debemos a toda costa añadirle valores a nuestros productos, pero además hacérselo comprender al consumidor, de modo que esté dispuesto a afrontar una parte de ese sobre-coste productivo repercutido en el producto final. La guerra de precios no podremos ganarla ni hoy ni mañana, enfrentándonos a productores con costes mucho menores que los nuestros. Y sin duda, una de las actuaciones urgentes es el aprovechamiento de los subproductos que hoy se están perdiendo y que suponen una parte importantísima de los recursos invertidos en el proceso productivo, sin olvidar el objetivo prioritario: la preservación del medioambiente.

REFERENCIAS

- Aguayo S, Díez JA, Vallejo A, Muñoz MJ. 2003. Claves agronómicas para la aplicación de purines de cerdo respetando el medio ambiente. PORCI nº 77. Pp: 39-54
- Delgado C., Rosegrant M., Steinfeld H., Ehui S., Courbois C. 1999. La Ganadería Hasta el Año 2020: La Próxima Revolución Alimentaria. IFPRI Resumen 2020. 61, Mayo de 1999. <http://www.ifpri.org/spanish/2020/briefs/br61sp.htm>
- López Gómez ML, Toribio Vicente MA, Gascó Alberich P, Pérez de Gregorio Capella JJ, Lhoest Matijssen F, Valverde Villarreal JL, Bueno Cavanillas H. 2003. La gestión de los purines y su incidencia jurídico-penal. PORCI nº 77. Pp: 11-20

- Martínez-Almela J, Muñoz MJ, de la Torre A. 2003. Evaluación global de los sistemas de tratamiento de purines. *PORCI* nº 77. Pp: 39-54
- Muñoz A., Martínez-Almela J. 2006. Introducción al concepto Nuevo Orden. En: *PORCI*. El nuevo orden zootécnico. Nº 91. Ed: ACALANTHIS, Madrid.

Caracterización y potenciales impactos ambientales de las deyecciones ganaderas

Rodolfo Canet, Marta Ribó, Fernando Pomares y María del Remedio Albiach

Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA). Departamento de Recursos Naturales.

Apartado oficial. 46113-Moncada

(E-mail: rcanet@ivia.es)

Resumen

Las grandes cantidades de deyecciones ganaderas que se generan anualmente en España hacen que su impacto ambiental sea muy considerable, aunque la extrema heterogeneidad de sus características, las cuales dependen de una gran variedad de factores aparte de la especie animal que las origina, hace que aquel sea muy difícil cuantificar de manera precisa. Por sus especiales características, son las deyecciones de las explotaciones intensivas de ave y porcino las más relevantes, lo que las ha hecho objeto de aplicación de las nuevas normativas ambientales europeas (Directiva IPPC). Si bien los impactos potenciales son numerosos, los más importantes, así como sus agentes causales, son la generación de gases de efecto invernadero (metano y óxido nitroso), la acidificación de suelos y aguas superficiales por gases disueltos en las precipitaciones (amoníaco), la eutrofización de aguas superficiales por vertidos o escorrentías (nitrógeno y fósforo) y la contaminación de aguas subterráneas (nitratos). Para controlar y en su caso minimizar estos impactos es necesaria una adecuada caracterización de las deyecciones, que tenga en consideración la gran variabilidad de estos materiales, así como su gestión en las mejores condiciones tanto en las fases de tratamiento y almacenamiento como en las de aplicación agrícola o aprovechamiento energético.

Palabras Clave

Emisiones atmosféricas, contaminación de aguas, contaminación de suelos

INTRODUCCION

La generación anual de deyecciones ganaderas en nuestro país está alcanzando cifras de enorme magnitud, con una producción total superior a los 90 millones de toneladas que,

según datos del Ministerio de Agricultura (2004), se desglosan según especie animal y comunidad autónoma tal y como se muestra en las Figuras 1 y 2.

En cantidades producidas destacan las deyecciones de bovino y porcino, mientras que entre las comunidades son Cataluña y Castilla-León las que generan anualmente mayores cantidades.

Obviamente, cantidades tan elevadas de deyecciones ganaderas pueden tener un gran impacto ambiental en función de sus características y de cómo se gestionan. A pesar de que los impactos ambientales, definidos como *las consecuencias provocadas por cualquier acción que modifique las condiciones de subsistencia o de sustentabilidad de un ecosistema, parte de él o de los individuos que lo componen*, pueden ser positivos o negativos, son éstos últimos los más importantes de cara al mejor encaje de la producción ganadera en las sociedades avanzadas y por tanto serán los tratados fundamentalmente en este capítulo.

La preocupación acerca del potencial impacto ambiental de las actividades ganaderas ha hecho que en la Ley 16/2002 de prevención y control integrados de la contaminación, transposición de la Directiva Europea 96/61/CE (Directiva IPPC), incluya las explotaciones de mayor tamaño destinadas a la cría intensiva de aves de corral o de cerdos entre las instalaciones objeto de su aplicación, en particular las que superan los siguientes tamaños:

- 40.000 emplazamientos para gallinas ponedoras o el número equivalente para otras orientaciones productivas de aves.
- 2.000 plazas de cerdos de cría de más de 30 kg.
- 750 plazas de cerdas.

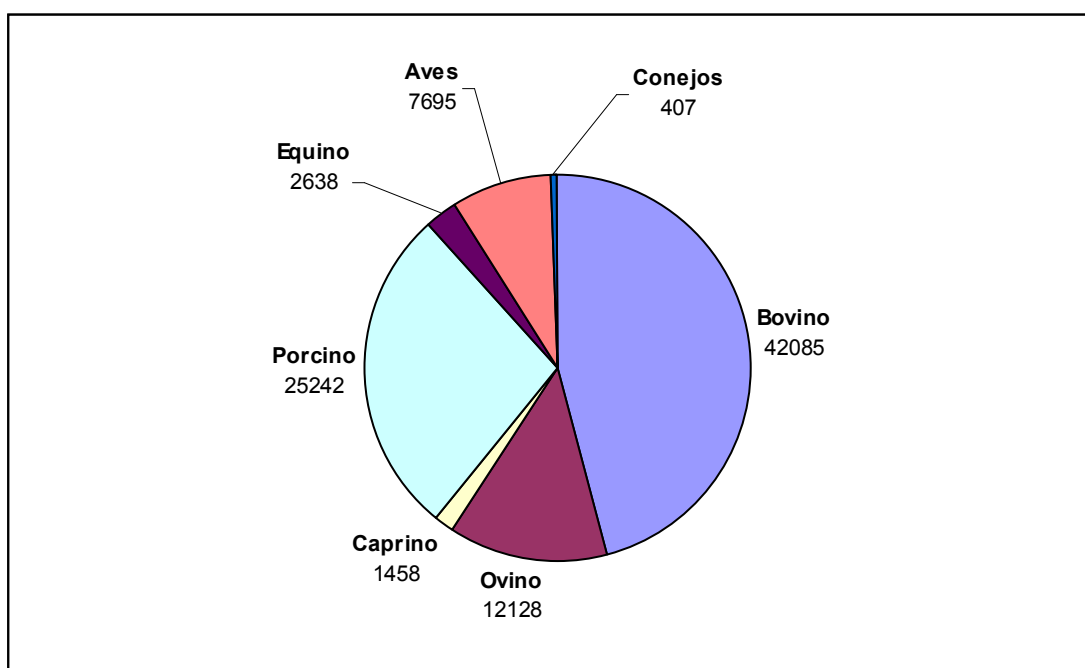


Figura 1. Generación de deyecciones ganaderas en 2004 según especie animal (miles de t)

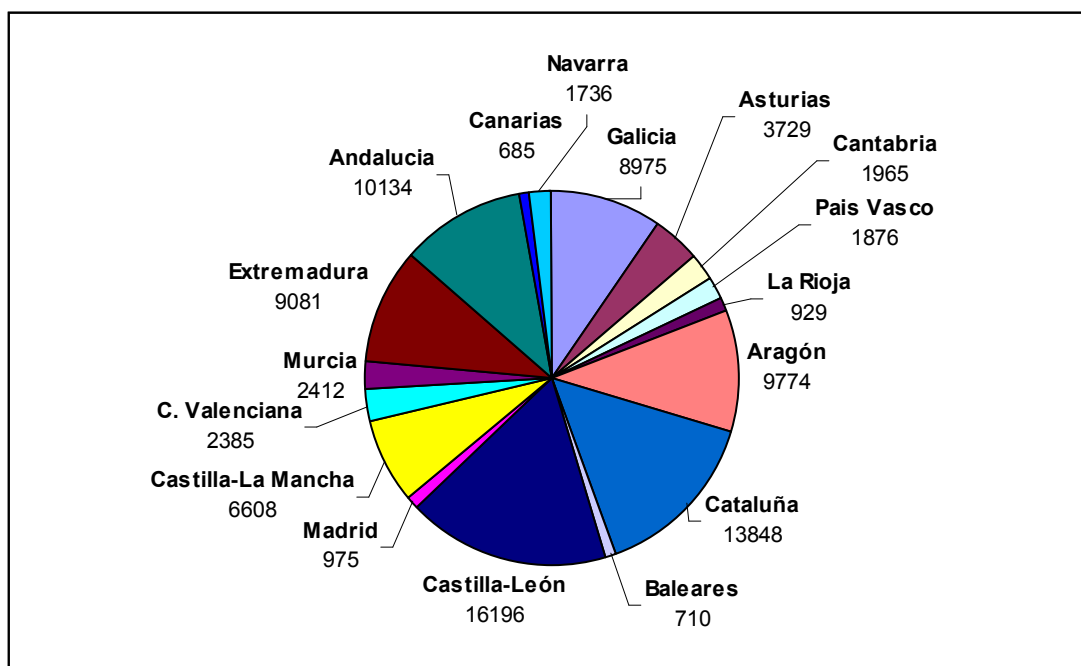


Figura 2. Generación de deyecciones ganaderas en 2004 según CC. AA. (miles de t)

Los impactos ambientales pueden ser clasificados de diferentes maneras, aunque resulta habitual hacerlo en función del medio afectado y del tipo de perturbación. Así, los medios potencialmente afectables por las deyecciones ganaderas son:

- *atmósfera*: emisión de olores, liberación de gases con efecto invernadero, destrucción de la capa de ozono, llegada de microorganismos mediante bioaerosoles, etc.
- *suelo*: contaminación por componentes orgánicos e inorgánicos de las deyecciones, degradación por salinización o por desestabilización de su estructura, contaminación microbiana, etc.
- *agua*: contaminación de aguas subterráneas y superficiales por compuestos orgánicos e inorgánicos, tanto por lixiviación, como por vertido o escorrentías, contaminación biológica, eutrofización de ecosistemas acuáticos, etc.
- *alimentos*: contaminación microbiológica de productos para consumo humano o animal por contacto directo o indirecto con gérmenes procedentes de las deyecciones.

Los principales tipos de impacto son:

- liberación de olores, intensos y muy molestos
- contaminación química, por exceso de nutrientes, metales pesados y contaminantes orgánicos
- contaminación microbiológica
- intensificación del calentamiento global, por liberación de gases con efecto invernadero
- destrucción de la capa de ozono, debido a gases como el metano o el óxido nítrico
- degradación del suelo, debido a la desestabilización de su estructura

- eutrofización de aguas superficiales, por desequilibrios en el ecosistema causados por la llegada de un exceso de nutrientes

Caracterización de las deyecciones ganaderas

Las características de cada deyección ganadera, junto a su gestión y manejo, son el factor esencial de cara al análisis de su potencial impacto sobre el medio ambiente. Existe, no obstante, una enorme variabilidad en la composición de estos materiales que dificulta sobremedida la previsión de los efectos que pueden producir sobre el medio ambiente. Esta variabilidad se debe a la influencia sobre las deyecciones de factores tan diversos como la especie, raza y destino del animal, su edad, alimentación, cría, materiales utilizados como cama y cantidades de los mismos, la gestión de las aguas de lavado, tratamiento posterior de la deyección, etc. De este modo, un error grave y muy habitual es considerar cada tipo de deyección como una categoría de materiales más o menos homogéneos y confiar en las cifras publicadas en referencia a su composición, cuando en realidad materiales clasificados en una misma categoría pueden resultar sorprendentemente diferentes, tal y como se refleja en la Tabla 1, que recoge la caracterización analítica de deyecciones con muy distintas propiedades pese a provenir de la misma especie animal.

A pesar de lo delicadas que resultan las generalizaciones, tal y como se ha podido ver anteriormente, las deyecciones ganaderas son materiales con un contenido muy destacable de materia orgánica y elementos minerales, así como cantidades usualmente poco importantes de contaminantes como los metales pesados, compuestos orgánicos y restos de antibióticos, presentando también una elevadísima actividad biológica como consecuencia de un gran contenido de microorganismos, particularmente bacterias. En las deyecciones frescas buena parte del nitrógeno se encuentra en forma orgánica, mientras que en el caso del fósforo la relación entre las formas minerales y orgánicas es extraordinariamente variable. La relación entre las formas minerales y orgánicas de ambos nutrientes, así como las velocidades de liberación son de nuevo muy dependientes del tipo de deyección y su tratamiento posterior. El resto de elementos nutritivos se encuentran en diferentes formas minerales, aunque asociados en muchos casos a la materia orgánica.

IMPACTOS POTENCIALES SOBRE LA ATMÓSFERA

Los potenciales impactos de las deyecciones ganaderas sobre la atmósfera son la generación de olores, la emisión de gases acidificantes y de efecto invernadero, así como la liberación de microorganismos en forma de bioaerosoles. En función del agente, estos impactos se producen preferentemente en las etapas de almacenamiento, tratamiento y aplicación agrícola o bien durante todas ellas de forma indistinta.

Las explotaciones ganaderas están obligadas a notificar a la Consejería con competencias en Medio Ambiente de su Comunidad Autónoma los índices de emisiones, para posteriormente ser remitidos al Ministerio de Medio Ambiente, que debe elaborar el Inventario Estatal de Emisiones Contaminantes (EPER, del inglés European Pollutant Emission Register), en cumplimiento de la Decisión 2000/479/CE relativa a la realización del inventario europeo de emisiones contaminantes. Los compuestos que deben notificar los ganaderos, cuyas explotaciones quedan supeditadas a la mencionada Directiva IPPC, son el metano, el óxido nítrico, el amoníaco y las partículas de tamaño

Tabla 1. Tabla comparativa de las características de diferentes deyecciones ganaderas

| | Gallina 1 | Gallina 2 | Oveja 1 | Oveja 2 | Vaca 1 | Vaca 2 | Cerdo 1 | Cerdo 2 |
|--|-----------|-----------|---------|---------|--------|--------|---------|---------|
| Materia seca (%) | 76 | 74 | 25 | 63 | 23 | 65 | 11,1 | 9,2 |
| pH | 6,80 | 6,65 | 7,85 | 8,07 | 8,17 | 8,50 | -- | -- |
| CE (dS/m) | 5,78 | 10,20 | 2,81 | 8,93 | 4,03 | 10,60 | -- | -- |
| Materia orgánica (%) | 64,71 | 81,30 | 64,08 | 69,60 | 66,28 | 41 | 66,3 | 66,3 |
| Nitrógeno (%) | 1,74 | 4,01 | 2,54 | 2,74 | 1,84 | 1,13 | 7,65 | 6,38 |
| Fósforo (P ₂ O ₅) (%) | 4,18 | 3,12 | 1,19 | 1,05 | 1,73 | 0,66 | 5,89 | 6,74 |
| Potasio (K ₂ O) (%) | 3,79 | 2,41 | 2,83 | 2,55 | 3,10 | 2,30 | 4,33 | 2,86 |
| Relación C/N | 20,15 | 10,20 | 10,57 | 14,10 | 13,90 | 14,60 | 5,03 | 6,03 |
| Calcio (CaO)(%) | 8,90 | 3,25 | 7,76 | 5,84 | 3,74 | 7,49 | 5,46 | 6,86 |
| Magnesio (MgO)(%) | 2,90 | 1,81 | 1,51 | 0,95 | 1,08 | 1,11 | 1,77 | 2,14 |
| Sodio (Na)(%) | 0,59 | 0,50 | 0,62 | 0,30 | 0,58 | 0,72 | 0,68 | 0,55 |
| Hierro (mg/kg) | 4900 | 1251 | 3400 | 4906 | 4100 | 7574 | 3752 | 3620 |
| Manganeso (mg/kg) | 506 | 319 | 306 | 222 | 172 | 193 | 407 | 428 |
| Cinc (mg/kg) | 452 | 270 | 120 | 82 | 133 | 113 | 658 | 759 |
| Cobre (mg/kg) | 177 | 250 | 27 | 72 | 33 | 36 | 624 | 193 |

Tabla 2. Emisiones de gases por plaza ganadera

| PORCINO | AMONIACO (kg NH ₃ -N/plaza) | | | ÓXIDO NITROSO (kg N ₂ O-N/plaza) | | METANO (kg CH ₄ /plaza) | |
|--|--|--------------------------------|------------------------|---|-----------------------|---|-----------------------------------|
| | Volatilización establo | Volatilización almacenado ext. | Volatilización abonado | Emisión en el almacenado | Emisión en el abonado | Fermentación entérica | Emisión por gestión del estiércol |
| Lechones de 6 a 20 kg | 0,4194 | 0,2969 | 0,1780 | 0,000445 | 0,0067 | 1,2 | 8,72 |
| Cerdos de 20 a 50 kg | 2,1180 | 1,4992 | 0,8991 | 0,002249 | 0,0337 | 1,2 | 23,15 |
| Cerdos de 50 a 100 kg | 3,0036 | 2,1261 | 1,2750 | 0,003189 | 0,0478 | 1,2 | 50,33 |
| Cerdos de 20 a 100 kg | 2,5623 | 1,8137 | 1,0877 | 0,002721 | 0,0408 | 1,2 | 40,26 |
| Madres con lechones de 0 a 6 kg | 5,2981 | 3,7503 | 2,2491 | 0,005625 | 0,0843 | 1,5 | 134,20 |
| Madres con lechones hasta 20 kg | 6,3579 | 4,5004 | 2,6989 | 0,006751 | 0,1012 | 1,5 | 134,20 |
| Cerdas de reposición | 3,0036 | 2,1261 | 1,2750 | 0,003189 | 0,0478 | 1,5 | 51,28 |
| Cerdas en ciclo cerrado | 20,3442 | 14,4007 | 8,6361 | 0,021601 | 0,3239 | 10,5 | 357,32 |
| Verracos | 6,3559 | 4,4991 | 2,6981 | 0,006749 | 0,1012 | 1,5 | 134,20 |
| AVES | Volatilización establo | Volatilización almacenado ext. | Volatilización abonado | Emisión en el almacenado | Emisión en el abonado | Emisión por gestión del estiércol | |
| Pollos de carne | 0,3466 | 0 | 0,0278 | 0,004770 | 0,0019 | La emisión viene dada por un factor de emisión provincial que oscila entre los 0,0778 kg/plaza de Palencia y los 0,113 kg/plaza de Las Palmas | |
| Gallinas en batería (cintas sin presecado) | 0,0342 | 0,3671 | 0,0348 | 0,007642 | 0,0032 | | |
| Gallinas en batería (cintas de presecado) | 0,0318 | 0,1591 | 0,0485 | 0,011851 | 0,0050 | | |
| Gallinas en batería (con foso profundo) | 0,0832 | 0,3671 | 0,0270 | 0,006663 | 0,0028 | | |

inferior a 10 micras. Para facilitar el cálculo de estas emisiones en cada explotación, el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación ha hecho públicas unas tablas que permiten estimar las emisiones de gases en cada una de las fuentes (establo, almacenamiento y abonado) en función del número de plazas. En la Tabla 2 se muestran los valores estimados de emisión por plaza para el amoniaco, el óxido nitroso y el metano, los principales gases involucrados.

Emisión de olores

Si bien la importancia del olor puede considerarse marginal en comparación al resto de impactos potenciales, ya que los daños sobre la salud, de presentarse, sólo aparecerían a muy cortas distancias y grandes concentraciones de las sustancias liberadas, su importancia económica y social es muy grande y, por tanto, las explotaciones ganaderas pueden verse muy afectadas en cuando a su localización y funcionamiento. El olor en las deyecciones ganaderas se debe fundamentalmente al amoniaco, gas detectable en concentraciones de entre 15 y 25 ppm. No obstante, cuando las deyecciones sufren descomposiciones en ausencia de oxígeno comienza la liberación de compuestos como sulfuro de hidrógeno, escatoles, indoles, aminas, mercaptanos y otros gases sulfurados, detectables a concentraciones muchísimo menores. El tratamiento de las deyecciones es por tanto muy importante de cara a la calidad e intensidad de las emisiones de olores. Similarmente, el aprovechamiento agrícola de estos residuos también dará lugar a la aparición de olores más o menos intensos en función de la metodología utilizada en la aplicación. Por último, debido a que es un impacto limitado en distancia, la legislación aplicable suele ser de rango autonómico o municipal.

Emisión de gases acidificantes

El amoniaco, el dióxido de azufre y los óxidos de nitrógeno son los principales gases cuyo depósito da lugar a la acidificación de suelos y aguas superficiales. No obstante, mientras los últimos gases tienen principalmente su origen en la industria y el transporte, el amoniaco procede fundamentalmente de fuentes agrarias, muy especialmente en la ganadería aunque también se producen emisiones derivadas de los fertilizantes y de la descomposición de los restos vegetales. Su vida media en la atmósfera oscila entre tres y seis días, y no se traslada normalmente más allá de unos cientos de kilómetros desde su lugar de emisión, por lo que se considera un contaminante a escala regional. Buena parte se deposita cerca del foco de emisión en forma particulada, mientras que el resto puede reaccionar en la atmósfera formando compuestos y aerosoles amoniacales que pueden ser trasladados a distancias superiores y finalmente depositados sobre el terreno o el agua por las precipitaciones.

Los daños producidos son muy variables en función del lugar de deposición. Cuando estos compuestos nitrogenados llegan a las aguas superficiales se contribuye a su eutrofización, mientras que cuando llegan al suelo se produce su acidificación, mayor o menor en función de la capacidad de tamponamiento de éste. Mientras que en los países del norte de Europa los suelos suelen tener muy baja capacidad de tamponamiento y por tanto son fácilmente afectados, los suelos de buena parte de las zonas mediterráneas tienen una gran capacidad de amortiguar la acidez debido a la abundancia en su composición de materiales carbonatados. En España, en particular, los excedentes sobre la carga crítica, o *estimación cuantitativa por debajo de la cual según los conocimientos actuales no se producen efectos nocivos importantes sobre los elementos sensibles especificados del medio ambiente*, son menores a cero salvo en parte de Galicia.

Emisión de gases de efecto invernadero

Se denomina efecto invernadero a la absorción en la atmósfera terrestre de las radiaciones infrarrojas emitidas por la superficie, impidiendo que se escapen al espacio exterior y aumentando por tanto las temperaturas medias del planeta. Este efecto es esencialmente natural, pero se está viendo exacerbado desde la Revolución Industrial por la emisión antropogénica de gases que contribuyen al mismo, y por otros problemas como la deforestación, que limitan la capacidad regenerativa de la atmósfera para eliminar el dióxido de carbono, su principal responsable. Aparte de éste, el resto de gases cuyas emisiones antropogénicas se considera que influyen directamente sobre el efecto invernadero son el metano, el óxido nitroso, los hidrofluorocarburos (HFC), los perfluorocarburos (PFC) y el hexafluoruro de azufre, mientras que los óxidos de nitrógeno (NO_x), el monóxido de carbono y los compuestos orgánicos volátiles no metánicos (COVNM) tienen una influencia indirecta como precursores de ozono troposférico y los óxidos de azufre (SO_x) como precursores de aerosoles. Para simplificar los datos, habitualmente se multiplica las cantidades de estos gases por su potencia en la producción de efecto invernadero en relación a la del dióxido de carbono, hablándose en este caso de cantidades equivalentes de CO_2 . De todos estos gases de efecto invernadero (GEI), los únicos en cuya emisión la ganadería tiene un papel relevante son el metano y el óxido nitroso.

La participación de las deyecciones ganaderas en esta problemática puede comprobarse en las cifras de los diferentes inventarios de GEI realizados por el Ministerio de Medio Ambiente, en concreto por la Subdirección General de Calidad del Aire y Prevención de Riesgos de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, incluidas en el apartado de Agricultura. Dentro de este apartado se incluyen tres fuentes de emisión relacionadas con las deyecciones ganaderas, que trataremos por separado a continuación:

- *Fermentación entérica en ganado doméstico.* Incluye las emisiones de metano provenientes de la fermentación entérica de la cabaña ganadera, que podrían considerarse desde el punto de vista de su impacto como deyecciones gaseosas. La constitución del aparato digestivo de los animales y su dieta son los principales factores que influyen en las cantidades de metano producidas. Los rumiantes son las especies con mayores tasas de emisión, destacando fundamentalmente los ganados vacuno y ovino (8.388 y 4.119 Gg de CO_2 equivalente en 2004, respectivamente). En cuanto a la dieta, cuanto mayores sean las cantidades y menor la digestibilidad de los materiales, mayores serán las emisiones de metano. Durante el periodo 1990-2004, las emisiones aumentaron un 16,35% y pasaron de 11.870 a 13.706 Gg de CO_2 equivalente, debido fundamentalmente al incremento del vacuno no lechero y, en menor medida, del porcino.
- *Gestión de estiércoles.* En este caso hay que considerar emisiones tanto de metano como de óxido nitroso, y el sistema de gestión es un factor clave en cuanto al tipo de gas formado y las cantidades liberadas. Cuando las deyecciones se descomponen en un medio anaeróbico se produce metano debido a la acción de bacterias metanogénicas, por lo que la fracción de aquellas que se descompone en anaerobiosis es el factor determinante de las cantidades de gas producidas. Esta fracción es mucho más elevada en los sistemas de tratamiento líquido que cuando las deyecciones se manejan en pilas o se depositan sobre los suelos agrícolas o pastizales. Por su parte, el óxido nitroso se produce por el ataque secuencial de los organismos nitrificantes y desnitrificantes a los

compuestos amoniacales formados en la mineralización del nitrógeno orgánico contenido en las deyecciones. En este caso, los sistemas de tratamiento sólido dominan y son los principales contribuyentes a las emisiones (un 96% del total de este apartado). Las emisiones de metano derivadas de la gestión de estiércoles se han incrementado un 42,8% en el periodo 1990-2004, pasando de 6.231 a 8.896 Gg de CO₂ equivalente, debido fundamentalmente al aumento del 48,95% en las derivadas del ganado porcino. Las de óxido nitroso se han incrementado en el mismo periodo un 20,19% al pasar de 2.465 a 2.962 Gg de CO₂ equivalente a causa del incremento en la cabaña ganadera.

- *Suelos agrícolas.* Si bien éstos son la principal fuente de emisiones de origen agrícola, con 21.042 Gg de CO₂ equivalente emitidos en 2004 en forma de óxido nitroso, tan sólo pueden considerarse relacionadas con las deyecciones ganaderas las derivadas de la incorporación al suelo de fertilizantes orgánicos elaborados a partir de aquéllas y del pastoreo. En el primer caso se ha observado un aumento del 22,4% en el periodo 1990-2004, pasándose de 2.155 a 2.638 Gg de CO₂ equivalente, mientras que en el segundo el aumento ha sido del 17,4% al pasarse de 1.366 a 1.604 Gg de CO₂ equivalente.

Totalizando estas cifras podemos ver que las emisiones derivadas de la ganadería pasaron de los 24.087 Gg de CO₂ equivalente en 1990 a los 29.806 Gg de CO₂ equivalente de 2004, lo que corresponde a un aumento del 23,7%. La contribución global a las emisiones derivadas de las actividades agrícolas aumentaron ligeramente del 60,2% de 1990 al 63,5% de 2004, pero en cambio disminuyó con claridad el porcentaje de participación en las emisiones totales del estado, pasándose del 8,32% de 1990 al 6,97% de 2004 a pesar del aumento de la cabaña ganadera en este periodo.

Emisión de patógenos o sustancias de origen biológico

Este impacto de las deyecciones ganaderas se debe a la formación de bioaerosoles en los puntos donde aquéllas se encuentran en contacto con el aire, muy especialmente en los momentos de su aplicación agrícola o en los lugares donde las deyecciones se encuentran esparcidas o almacenadas de manera que se encuentran expuestas a la acción del viento, ya que en estos casos la movilización de gérmenes o partículas dañinas y las distancias a las cuales pueden ser transportados son mucho mayores. Los daños no sólo afectan a los humanos sino que en muchos casos el aire es vía de transmisión de las enfermedades del ganado.

Los bioaerosoles se definen como las *partículas transportadas por el aire que consisten de microorganismos (bacterias, hongos, levaduras, virus, etc.) o son originadas por los mismos, como las toxinas o los fragmentos de aquellos* (Goyer et al., 2001). La formación de los bioaerosoles se produce cuando este material biológico se adhiere a microgotas de agua y partículas de polvo y entra en suspensión en el aire debido a su pequeño tamaño, típicamente inferior a 20 micras. Si bien estas partículas pueden ser inhaladas por los humanos, sólo las más pequeñas (menores a 5 micras de diámetro) son respirables y pueden penetrar profundamente en los pulmones, quedando el resto retenidas en las mucosas nasal y bucal (Cole et al., 1999). La Tabla 3 muestra los principales agentes perjudiciales propios de los bioaerosoles.

Dado que la concentración de patógenos en las deyecciones es una de las claves en la emisión posterior de los mismos en forma de bioaerosoles, cualquier factor que afecte a

su supervivencia o desarrollo vital influirá en el potencial de emisión y, por tanto, la gestión de las deyecciones es un aspecto clave. La destrucción o inactivación de los patógenos no es únicamente una cuestión de temperatura, sino que el contenido de humedad, la concentración de amonio, la duración de los tratamientos y la composición de la flora microbiana afectará a la concentración final de patógenos. En cuanto a la liberación y posterior dispersión de los bioaerosoles, las condiciones meteorológicas son importantes tanto en la magnitud de la emisión como en las distancias recorridas, así como en las tasas de supervivencia y crecimiento de los gérmenes liberados.

Tabla 3. Principales agentes nocivos de los bioaerosoles (adaptado de Goyer et al., 2001)

| PRINCIPALES BIOAEROSOLES | ORÍGENES Y ASOCIACIONES | SÍNTOMAS Y EFECTOS REGISTRADOS Y EXPOSICIÓN DE VALORES LÍMITE |
|--|--|---|
| <p>BACTERIAS:</p> <p>Bacterias Gram negativas (<i>E.coli</i>, <i>Salmonella</i>); actinomicetos termofilicos</p> | <p>Abundantes tanto en la naturaleza como en los seres humanos. Al aire libre, se encuentran en el agua, suelo y plantas, estando asociadas con la presencia de animales y humanos.</p> | <p>Irritación de las mucosas, problemas gastro-intestinales y respiratorios (bacterias G(-) y endotoxinas), hipersensibilidad a la neumonía (actinomicetos termofilicos).</p> <p>En estudios llevados a cabo en plantas de tratamiento de aguas residuales y plantas de compostaje, se ha delimitado un límite máximo de 8 horas de exposición para este tipo de bacterias: 10³ CFU/m³ de aire.</p> |
| <p>HONGOS:</p> <p>ASPERGILLUS FUMIGATUS</p> | <p>En la naturaleza se encuentran por todas partes, proliferando bien en condiciones de humedad.</p> <p><i>Aspergillus fumigatus</i> es termotolerante y a veces patogénico. Se puede encontrar en abonos, compost, madera y otros materiales orgánicos.</p> | <p>Reacciones alérgicas, infecciones e irritaciones, síndromes tóxicos consecuencia de la exposición a polvo orgánico (ODTS). No se conoce la relación dosis-respuesta, ni la existencia de un umbral de exposición de seguridad. Concentraciones superiores a 10⁵ CFU/m³ de <i>Aspergillus fumigatus</i> no son consideradas un riesgo para la salud en individuos sanos, pero personas inmunodeprimidas pueden infectarse con una sola espora.</p> |
| <p>METABOLITOS Y TOXINAS</p> <p>Endotoxinas</p> <p>Micotoxinas</p> | <p>Ubicuidad, las endotoxinas son complejas por ser parte integral de la membrana externa de las bacterias G(-). Su presencia está asociada a menudo con el polvo orgánico.</p> <p>Las micotoxinas (esporas y micropropágulos) son liberadas por los hongos.</p> | <p>Los efectos de las endotoxinas y su papel como bioaerosoles no son muy conocidos. Los síntomas son constipado, dificultad de respirar, fiebre, obstrucción e inflamación pulmonar, problemas gastrointestinales. Desde 1999, la ACGIH ha recomendado el uso de los REL (Límites de Exposición Relativos); estos límites son 30 veces superiores a las concentraciones ambientales básicas.</p> <p>Los efectos de las micotoxinas no son muy conocidos. Los síntomas son: irritaciones de piel y mucosas, mareo, inmunosupresión, dolor de cabeza, náuseas, efectos cognitivos.</p> |
| <p>VIRUS</p> <p>Virus entéricos (<i>Rotavirus</i> y otros)</p> | <p>El virus necesita de una célula viva huésped para sobrevivir, propagarse y reproducirse. La propagación se produce cuando gotas de una fuente infecciosa son liberadas, pero no pueden sobrevivir mucho tiempo al aire libre.</p> | <p>Determinados virus entéricos pueden ser transportados por el aire y bajo ciertas condiciones provocar infecciones en individuos susceptibles. La liberación y el transporte de estos virus y sus efectos potenciales en la salud, en el contexto de actividades relacionadas con la aplicación de biosólidos, son teóricas y no han sido suficientemente documentadas.</p> |

Uno de los puntos esenciales del problema de la generación de bioaerosoles radica, no obstante, en las técnicas de aplicación agrícola de las deyecciones puesto que los esparcidores habitualmente empleados pueden representar un riesgo de salud serio, especialmente para los operarios encargados de su uso. Esta es una de las causas del gran interés actual en el desarrollo y optimización de metodologías alternativas como la incorporación localizada, la aplicación en láminas superficiales o la fertirrigación en el caso de deyecciones líquidas. No sólo es una búsqueda de técnicas con menor impacto sino, además, una respuesta al progresivo endurecimiento de la legislación aplicable al uso agrícola de las deyecciones ganaderas y otros residuos potencialmente peligrosos.

IMPACTOS POTENCIALES SOBRE LAS AGUAS

En el caso de las aguas es necesario distinguir entre aguas superficiales y subterráneas, puesto que son muchos los aspectos que difieren en ambos casos, aunque quizás las mayores diferencias se encuentren en las vías potenciales de impacto. Las vías de entrada de contaminantes derivados de las deyecciones animales a las aguas subterráneas son principalmente:

- *Vertidos procedentes de las granjas.* No obstante, los residuos procedentes de explotaciones ganaderas que se eliminan mediante vertido a cauces públicos deben someterse previamente a depuración para alcanzar los parámetros de vertido recogidos en el Reglamento de Dominio Público Hidráulico (RD 849/1986, modificado por el RD 606/2003).
- *Deposición atmosférica.* Ya tratada en el apartado anterior, son particularmente importantes los fenómenos de acidificación y de llegada de gérmenes asociados a los bioaerosoles.
- *Escorrentías.* La aplicación agrícola de deyecciones debe realizarse con especial cuidado en suelos donde se pueden generar escorrentías debido al régimen climático, una baja permeabilidad hídrica o a pendientes excesivas. Estas escorrentías arrastran consigo cantidades importantes de suelo y de las propias deyecciones, y pueden ser una fuente importante de contaminación química y biológica de las aguas superficiales. Se recomienda por tanto una incorporación temprana de los materiales aplicados, la práctica de técnicas de conservación del suelo y evitar la aplicación en periodos de alta precipitación.
- *Evacuaciones animales directas al cauce.* Si bien es una vía minoritaria, puede revestir gravedad en el caso de lagos o lagunas.

En el caso de las aguas subterráneas, la principal vía de contaminación es el lavado de nutrientes y otras sustancias a través del perfil de suelos donde se han efectuado aplicaciones agrícolas de las deyecciones, aunque tampoco hay que descartar contaminaciones puntuales debidas a grietas en balsas de almacenamiento.

Los impactos de mayor importancia son también diferentes en las aguas superficiales y subterráneas. En el primer caso, el riesgo más relevante es el de eutrofización por entrada en el medio de una carga nutritiva que distorsiona por completo el funcionamiento del ecosistema. Su definición por parte de la Agencia de Medio Ambiente británica indica que es *un enriquecimiento del agua en nutrientes inorgánicos que provoca la estimulación de un conjunto de cambios sintomáticos: un incremento en la producción de algas y de otras plantas acuáticas que afecta a la calidad del agua y que distorsiona el balance y las relaciones tróficas de los organismos presentes.* El fósforo y el nitrógeno, abundantes en las deyecciones ganaderas, son factores limitantes

de la vida en el medio acuático y por ello cuando llegan al agua provocan una explosión biológica asociada a una proliferación excesiva de algas y a una reducción de los niveles de oxígeno disuelto en el agua, que puede provocar mortandades de la fauna piscícola y alteraciones irreversibles del equilibrio microbiano. La descomposición de todo este material biológico formado, especialmente en condiciones deficitarias de oxígeno, puede dar lugar a olores ofensivos y afectar el sabor de las aguas de bebida. La eutrofización no sólo es un severo problema ambiental, sino que las toxinas liberadas en la descomposición de cianobacterias y la proliferación de dinoflagelados lo convierten también en un riesgo para la salud humana. En el caso de las aguas subterráneas el impacto de mayor importancia es la contaminación por nitratos, dada la elevada movilidad en el suelo de este compuesto debido a su carga negativa y a los serios riesgos involucrados para la salud si el agua se utiliza para consumo humano. La ingestión excesiva de nitratos puede causar metahemoglobinemia, enfermedad en la que se altera la hemoglobina de la sangre, de manera que no puede transportar oxígeno a las distintas partes del cuerpo. Existe una mayor sensibilidad a la enfermedad por parte de los lactantes y de los niños menores de seis años, debido a que la menor acidez de su estómago favorece la conversión de nitrato en nitrito, que es el agente alterador de la hemoglobina. En segundo lugar, se ha sugerido en numerosas ocasiones que el nitrato puede producir cáncer gástrico al producirse nitrosaminas por mediación de la flora microbiana del sistema digestivo, aunque aún no se ha podido demostrar de forma taxativa.

El hecho de que afecte tanto a las aguas superficiales como a las subterráneas, su importancia como riesgo sanitario y su especial relación con las actividades agrícolas y ganaderas han conferido a los nitratos una especial atención por parte de las administraciones. Así, la UE publicó la Directiva 91/676/CEE de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura, transpuesta a la legislación española por el Real Decreto 261/1996 de 16 de febrero de 1996. Este Real Decreto establece los criterios para determinar cuáles son las aguas afectadas, que son aquellas cuyo contenido de nitratos supere o pueda superar los 50 mg/l y los embalses, lagos, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren o puedan llegar a estado de eutrofización, designándose como zonas vulnerables las superficies territoriales cuya escorrentía o infiltración afecte o pueda afectar a las aguas mencionadas anteriormente. Son las CC. AA. los órganos competentes en la designación de estas zonas vulnerables, salvo que la zona exceda de su ámbito territorial, y deben desarrollar códigos de buenas prácticas agrarias que serán de obligatorio cumplimiento en las zonas vulnerables y de carácter voluntario en las declaradas como no voluntarias. Son trece las CC. AA. que han declarado zonas vulnerables, mostrándose un mapa de ellas en la Figura 3.

Si bien el problema de la contaminación de acuíferos por nitratos no se deriva exclusivamente del uso agrícola de deyecciones ganaderas, y en algunas comunidades como la valenciana tiene su origen principalmente en la sobrefertilización mineral, es cierto que se ha agravado en los últimos años debido al aumento en la generación y posterior uso poco adecuado de las deyecciones líquidas, fundamentalmente de los purines de porcino. Estos residuos presentan cantidades muy elevadas de nitrógeno en forma mineral o rápidamente mineralizable, con lo cual su utilización agrícola debe realizarse en condiciones muy controladas para su máximo aprovechamiento y menor impacto. No obstante, cabe destacar que existe un gran potencial de tecnificación y mejora de la aplicación de deyecciones líquidas, con nuevos sistemas que permiten optimizar los aspectos clave para reducir los impactos: localización espacial y temporal

y, sobre todo, una dosificación muy precisa. Se está utilizando ya maquinaria con sistemas de análisis integrado del contenido nutritivo de las deyecciones y de posicionamiento por satélite (GPS) que permiten una aplicación muy precisa tanto en dosis como en localización.

Como conclusión a este apartado de impactos en las aguas, es necesario indicar que estos se recogen también en la mencionada Directiva IPPC, siendo los compuestos que deben notificar los ganaderos cuyas explotaciones quedan supeditadas a ellas el nitrógeno total, el fósforo total, el cobre, el zinc y el carbono orgánico total. No obstante, cuando la gestión de las deyecciones se realice mediante su valorización agrícola o entrega a gestor autorizado no deberán notificarse los datos sobre contaminantes al agua. Únicamente tienen obligación de reflejar este dato de emisiones al agua en los casos en los que las explotaciones ganaderas dispongan de depuradoras con vertido a cauce. La importancia de esta fuente queda pues muy reducida y de hecho los datos del registro EPER puestos a disposición del público en el portal del Ministerio de Medio Ambiente no indican cantidades registradas.

IMPACTOS POTENCIALES SOBRE EL SUELO

Dado que el principal impacto derivado del uso y gestión de las deyecciones ganaderas sobre el suelo tiene como último destino las aguas tanto subterráneas como superficiales y por tanto ya se ha discutido en el apartado anterior, quedaría incluir en este punto impactos de mucha menor entidad relativa:

- *Contaminación por metales pesados.* Si bien como en cualquier otro producto natural en las deyecciones ganaderas pueden encontrarse cantidades muy variables de metales pesados, los casos más importantes desde el punto de vista impacto potencial lo constituyen las elevadas cantidades de cobre y zinc que se pueden encontrar en ocasiones en los purines de porcino, debido a la adición a la dieta de sulfato de cobre como regulador del crecimiento y de sulfato de cinc como fungicida. Una vez en el suelo, el destino de estos metales dependerá fundamentalmente de las características del suelo, siendo el pH el factor crítico de su movilidad al acrecentarse la solubilidad con la acidez. En el caso del cobre hay que tener en cuenta que una fracción importante puede ser movilizadada unida a la materia orgánica, debido a la alta afinidad de este metal por la misma. En los suelos españoles, salvo en la zona norte, la movilidad y potencial absorción de estos metales por parte de las plantas es bastante reducida debido a la habitual alcalinidad y pobreza en materia orgánica de nuestros suelos. Así, salvo en casos de sobredosificaciones extremas en suelos inadecuados, es muy difícil que se presenten problemas de toxicidad. Por el contrario, dado que ambos metales son esenciales para el desarrollo de las plantas, la aplicación de estiércoles puede ser muy útil para prevenir o en su caso corregir la carencia de estos micronutrientes.

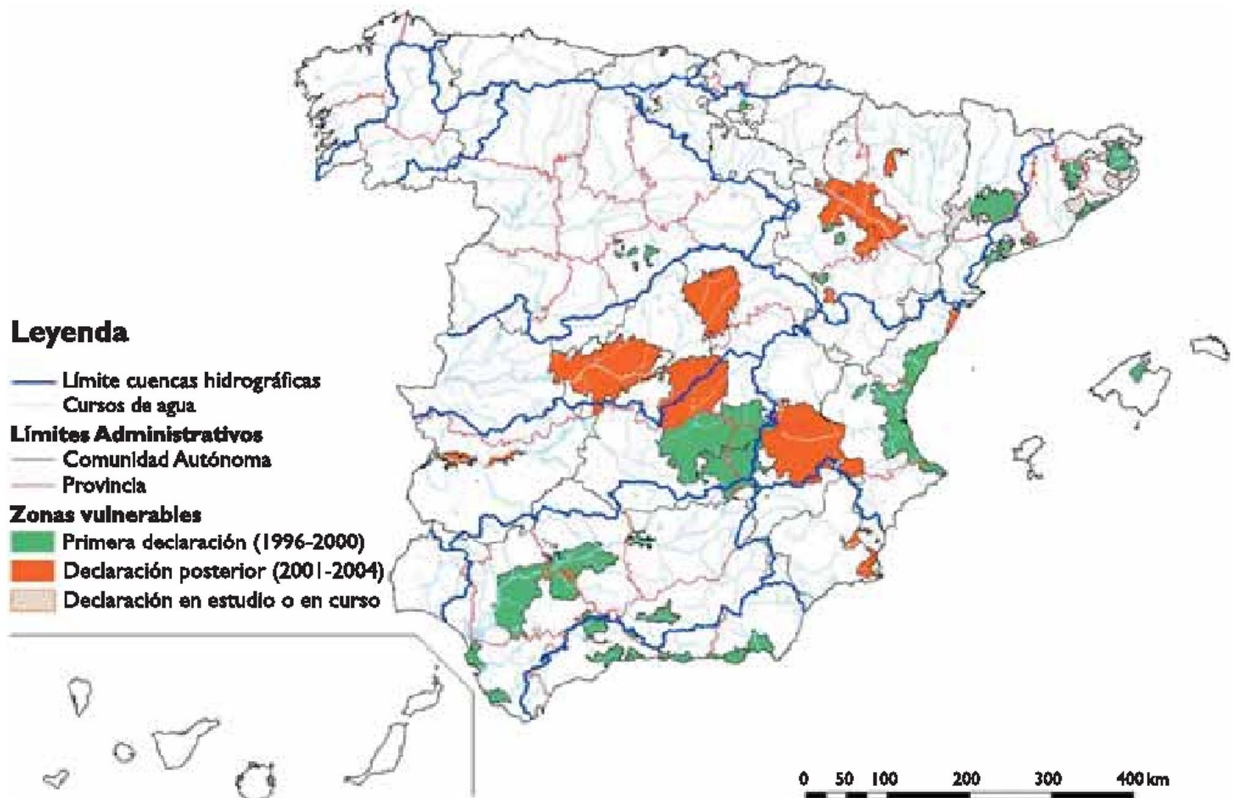


Figura 3. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de la agricultura.
Fuente: MAPA 2004

- *Salinización.* Algunos estiércoles, muy particularmente los de aves y los purines de porcino, pueden contener elevadas cargas de sales solubles. De esta manera, zonas de apilamiento de deyecciones sobre suelo desnudo, o terrenos agrícolas sobre los que se han realizado aplicaciones incontroladas de aquellas pueden verse salinizadas de modo que se afecte seriamente a su productividad. Aparte de esto, el contenido de sodio de algunos estiércoles puede ser también muy alto al utilizarse cloruro sódico como complemento en la dieta, y la llegada al suelo de un exceso de este elemento puede afectar negativamente a la estructura del suelo. El riesgo de que se produzca este fenómeno se mide mediante la relación de adsorción de sodio de una solución acuosa del residuo orgánico (habitualmente denominado SAR, del inglés *sodium adsorption ratio*). Valores superiores a 9 suelen indicar un riesgo cierto de sodicidad, y pueden encontrarse con cierta frecuencia en los purines de porcino. Un aspecto importante a destacar al respecto del riesgo de salinización por uso agrícola de residuos ganaderos es el hecho de que en muchas ocasiones las aplicaciones se realicen en suelos de secano, lo que hace depender los resultados de la cantidad de precipitación y hace más difícil remediar los problemas que pudieran aparecer, al no poder realizarse con facilidad riegos para lavar los posibles excesos de sales.

- *Patógenos.* Cuando las deyecciones ganaderas son aplicadas al suelo su carga microbiológica llega también al mismo, y por tanto puede resultar perjudicial directamente a la fauna en contacto con el mismo o indirectamente a

través de los productos cultivados. Si bien la magnitud del impacto depende a corto plazo de la población de patógenos existente en los residuos y de las cantidades de los mismos que llegan al suelo, resultan casi más importantes los factores que influyen en la tasa de supervivencia de los patógenos en un medio adverso como el suelo, ya que los factores meteorológicos, la presión ecológica por parte de la microflora autóctona y la propia resistencia de los microorganismos serán decisivos para el mantenimiento del riesgo de infección tras la aplicación de las deyecciones. No es sencillo, de todos modos, cuantificar el efecto de todos estos factores. Por ejemplo, la rápida incorporación de los residuos al suelo minimizará la posibilidad de contacto directo con los gérmenes, pero al mismo tiempo reducirá la desinfección debida a las radiaciones solares.

PERSPECTIVAS DE FUTURO

Como se ha discutido a lo largo del texto, la cuestión del impacto ambiental de las deyecciones ganaderas y sus consecuencias es un tema complejo y con múltiples facetas. No obstante, en líneas generales podría reducirse a dos puntos esenciales: conocer perfectamente las características de las deyecciones y optimizar su gestión. En el primer caso se ha evidenciado que no es factible una tipificación genérica de cada deyección, sino que es preciso incluir en ella otros aspectos, muy especialmente aquellos relacionados con las características de cada explotación y el manejo posterior de sus residuos. En el segundo caso, las técnicas de gestión y aprovechamiento de los residuos ganaderos están alcanzando un alto grado de sofisticación, pero sin duda es preciso un esfuerzo para la mejora de las condiciones de uso de estos materiales en el campo, con la utilización de planes de fertilización más elaborados, en los que se tengan en cuenta las condiciones edafoclimáticas del terreno y las necesidades del cultivo, y de técnicas de aplicación optimizadas para reducir el posible impacto sobre el medio ambiente o las poblaciones cercanas.

REFERENCIAS Y LEGISLACIÓN CITADA

- Cole, D., Hill, V.R., Humenick, F.J., Sobsey, M.D. 1999. *Health, safety and environmental concerns of farm animal waste*. *Occup. Med.* 14(2): 423-448.
- Decisión de la Comisión, de 17 de julio de 2000, relativa a la realización de un inventario europeo de emisiones contaminantes (EPER) con arreglo al artículo 15 de la Directiva 96/61/CE del Consejo relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación (IPPC). (DOCE L 192/36, del 28/7/2000).
- Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (DOCE L 375, del 31/12/1991).
- Directiva del Consejo 96/61/CE, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación. (DOCE L 257/1996, del 10/10/1996)
- Goyer, N., Lavoie, L., Laruze, L., Marchand, G. 2001. *Les bioaérosols en milieu de travail: guide d'évaluation, de contrôle et de prévention. Études et recherches*, IRSST, Technical Guide T-23. Montreal, Sept. 2001. 57 pp.
- Ley 16/2000, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación. (BOE 2/07/2002).
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 2004. *Anuario de Estadística Agraria*. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente. Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el

real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del dominio Público Hidráulico, que desarrolla los títulos preliminar I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. (BOE 6/06/2003).

Ministerio de Obras Públicas y Urbanismos. Reglamento del Dominio Público Hidráulico que desarrolla los Títulos Preliminar, I, IV, V, VI y VII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. (BOE 30/04/1986).

Ministerio de la Presidencia. Real Decreto 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias. (BOE 11/03/1996).

Minimización en origen: alimentación y manejo en granja

David Torrallardona

Departament de Nutrició Animal, IRTA - Centre Mas de Bover, Apartat 415, 43280 Reus, España

(E-mail: *David.Torrallardona@irta.es*)

Resumen

Las deyecciones ganaderas contienen sustancias que pueden causar problemas medioambientales sin una correcta aplicación como fertilizantes. Entre ellas destacan el nitrógeno, el fósforo y los metales pesados (principalmente cobre y zinc). La legislación actual contempla un límite máximo de aplicación de deyecciones ganaderas como fertilizante en función su contenido en nitrógeno. Las necesidades de terreno agrícola requeridas para diseñar los planes de deyecciones ganaderas son determinadas a partir de valores de referencia de producción de N para las diferentes especies animales. Sin embargo, dado que la producción de N depende de la alimentación que reciban los animales, se pueden reducir las necesidades de terreno agrícola mediante estrategias alimentarias. El principal mecanismo de reducción es la utilización de piensos con un menor contenido en proteína y fósforo. La utilización de aminoácidos libres para equilibrar la proteína, así como el uso de fitasas para aumentar la digestibilidad del fósforo son de especial interés. También deben evitarse aportes excesivos de nutrientes y adecuar el aporte de nutrientes a las necesidades mediante cambios en la composición del pienso según el estado productivo de los animales. El presente artículo describe medidas nutricionales para reducir el impacto medioambiental de la ganadería porcina.

Palabras Clave

Medio ambiente; alimentación; nitrógeno; fósforo; deyecciones; cerdo

INTRODUCCIÓN

Los sistemas de producción ganadera actuales, no ligados al cultivo agrícola, implican una producción de excedentes de estiércol o purines que pueden originar problemas medioambientales, relacionados principalmente con la contaminación de las aguas, pero también con la emisión de sustancias contaminantes a la atmósfera (Tabla 1). Además

cabe añadir la creciente sensibilización de la sociedad respecto a otras emisiones causadas por la ganadería intensiva, como pueden ser los malos olores.

Tabla 1. Emisión atmosférica de sustancias contaminantes (kg/plaza/año) en explotaciones porcinas según tipo de animal y alojamiento (BREF, 2003).

| Animales | Tipo de alojamiento | NH ₃ * | CH ₄ | N ₂ O |
|------------------|---------------------|-------------------|-----------------|------------------|
| Cerdas gestación | | 0,4 - 4,2 | 21,1 | - |
| Cerdas lactación | | 0,8 - 9,0 | - | - |
| Destete (<30 kg) | | 0,06 - 0,8 | 3,9 | |
| Engorde (>30kg) | slat total | 1,35 - 3,0 | 2,8 - 4,5 | 0,02 - 0,15 |
| | slat parcial | 0,9 - 2,4 | 4,2 - 11,1 | 0,59 - 3,44 |
| | no slat/cama | 2,1 - 4,0 | 0,9 - 1,1 | 0,05 - 2,40 |

* Niveles mínimos de NH₃ con tratamiento de emisiones

Entre los componentes del purín que pueden causar problemas medioambientales, destacan el nitrógeno, que puede causar problemas de eutrofización, nitrificación y lluvia ácida, el fósforo, que puede causar problemas de eutrofización y los metales pesados (principalmente cobre y zinc). La legislación actual sólo contempla un límite máximo de aplicación para el N de 210 kg/ha/año que en el caso de zonas vulnerables de contaminación de las aguas por nitritos es de 170 kg/ha/año. Es posible que en el futuro también se apliquen limitaciones para el fósforo y los metales pesados. Las necesidades de terreno agrícola requeridas para diseñar los planes de deyecciones ganaderas se pueden calcular a partir de valores de referencia de producción de N para las diferentes especies animales y estados productivos (Tabla 2).

Tabla 2. Excreción de N de una granja de 100 cerdas (89 productivas) según el estado productivo de los animales (Dourmad y col., 1992).

| | | por animal (g/d) | por año (kg/año) | % total | Output/ input |
|--------|--------------|---------------------|---------------------|---------|------------------|
| Cerdas | Reemplazo | 51 | 41.5 | 39.5 | 78.9 |
| | Destetadas | 186 | 103 | 954 | 459 |
| | Gestantes | 1.7 | 0.9 | 8.7 | 4.2 |
| | Lactantes | 69 | 73 | 77 | 57 |
| Lechón | Lactante 27d | 1 | 11 | 54 | 907 |
| | Destetado | 0.5 | 8.2 | 14 | 47 |
| Cerdos | 25-105 kg | 38.2 | 8360 | 75.8 | 67 |
| TOTAL | | - | 11023 | 100 | 65 |

Sin embargo, dado que la producción de N se puede modificar con el tipo de alimentación que reciban los animales, la aplicación de determinadas estrategias alimentarias (básicamente el uso de un mayor número de piensos y la reducción del contenido de proteína de los mismos) puede reducir las necesidades de terreno agrícola calculados a partir de valores de referencia (Torrallardona, 2006). El presente artículo se centra en la descripción de medidas para mejorar la eficiencia de utilización de nutrientes del pienso y reducir el impacto medioambiental de cerdos de engorde, pero los mismos principios se pueden aplicar a otras especies.

NITRÓGENO

Eficiencia de utilización del N del pienso

Se considera que en las condiciones actuales sólo una tercera parte del nitrógeno del pienso que consume un cerdo de engorde es aprovechado y que las otras dos terceras partes son eliminadas al medio ambiente (Figura 1). Se estima que una cuarta parte de este N no utilizado se volatiliza en forma de amoníaco dentro de la propia granja y tres cuartas partes permanecen en las deyecciones. Durante el almacenaje de las deyecciones la volatilización del N en forma de amoníaco puede aumentar. El N volatilizado en forma de amoníaco es igualmente contaminante y debe ser considerado cuando se calculen las emisiones al medio ambiente.

La eficiencia de utilización del nitrógeno depende en primer lugar de las características de los animales. El tipo de genética, el estado sanitario, etc., determinan las necesidades proteicas de mantenimiento de los animales que van a determinar las pérdidas obligatorias de N. En segundo lugar la eficiencia depende también de las características del alimento, básicamente de la digestibilidad y del equilibrio de aminoácidos de su proteína. Alimentos con una digestibilidad baja contribuyen a un mayor contenido de N en las heces y proteínas desequilibradas favorecen el catabolismo de los aminoácidos a urea la cual es excretada en la orina. Por último, la eficiencia también depende de la precisión con la cual la composición del pienso se corresponda a los requerimientos nutritivos del animal. Un aporte excesivo de proteína, aún teniendo ésta un buen equilibrio de aminoácidos, favorece su catabolismo a urea y excreción en la orina. Evitar un exceso en el aporte de proteína y mejorar el equilibrio entre los aminoácidos son los aspectos en los cuales se puede realizar una actuación más efectiva por nuestra parte. En el caso teórico de que el aporte de aminoácidos en la dieta fuera exactamente la cantidad requerida por el animal, la excreción total de nitrógeno podría disminuir a la mitad del actual.

La excreción de N en una granja se puede calcular a partir de la diferencia entre el N consumido en el pienso y el N retenido por el animal. El consumo de N (kg) lo podemos calcular multiplicando el consumo de pienso (kg) por su contenido en proteína (en %) y por un factor de 0.0016. La retención de N (kg) en un cerdo de engorde se puede calcular a partir de la ganancia de peso del animal (peso final menos peso inicial) multiplicado por un factor de 0.0256 (asumiendo un contenido de proteína en el cerdo del 16%).

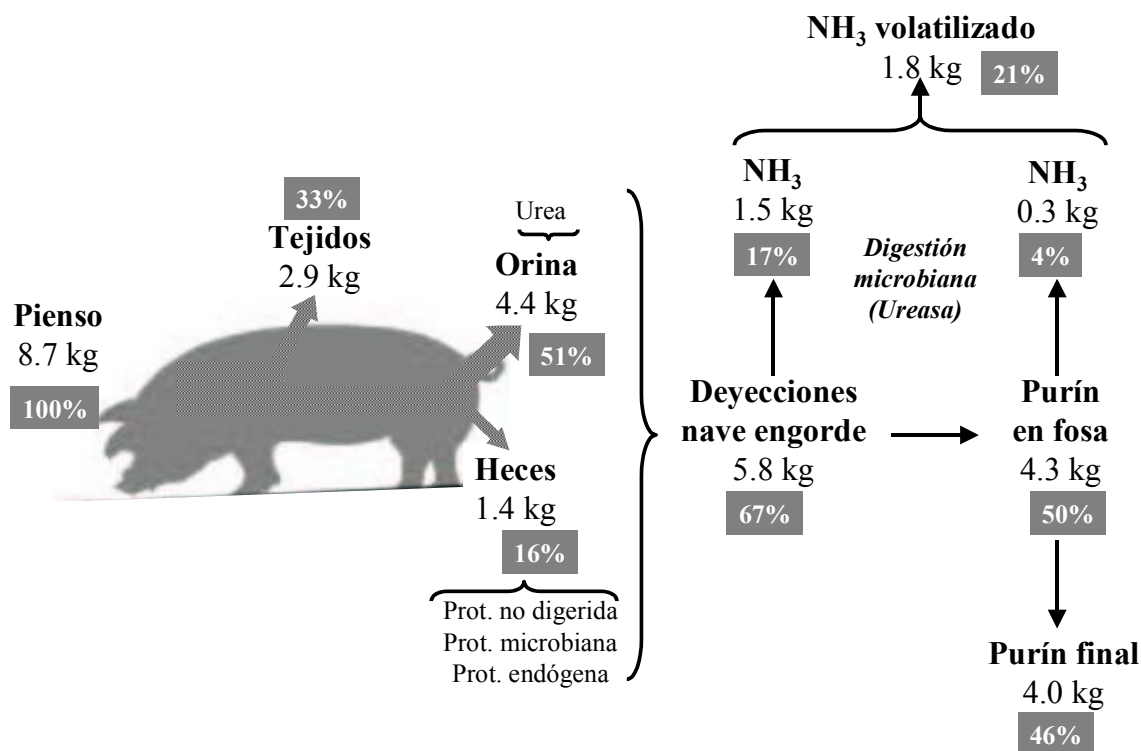


Figura 1. Cantidad de nitrógeno consumido, retenido y excretado durante la producción de un cerdo de engorde de 108 kg de peso vivo (adaptado de Dourmad y Sève, 1997).

Estrategias para reducir la excreción de N

De acuerdo con las causas de la baja eficiencia de utilización del N del pienso descritas anteriormente, se pueden adoptar tres grupos de medidas alimentarias para reducir la cantidad de nitrógeno a las deyecciones: incrementar la digestibilidad de la proteína del pienso, mejorar el equilibrio entre los aminoácidos de la dieta y evitar un exceso de proteína en relación con las necesidades del animal.

Mejora de la digestibilidad de la proteína del pienso. En el cerdo, la proteína y aminoácidos que no han sido digeridos y absorbidos en el intestino delgado (íleon) ya no podrán ser utilizados para sintetizar proteína. Al pasar al intestino grueso, éstos aminoácidos pueden ser eliminados directamente en las heces o bien pueden ser utilizados por la microflora bacteriana para sintetizar proteína microbiana o para obtener energía. En este último caso el N se convierte a amoníaco el cual es eliminado en forma de urea en la orina. Es por ello que conviene mejorar la digestibilidad ileal de la proteína y aminoácidos de la dieta.

Conviene escoger ingredientes con la mejor digestibilidad ileal de la proteína posible (Tabla 3). Aunque ello pueda suponer un encarecimiento del precio del pienso, en algunas situaciones esto puede ser económicamente factible, especialmente si se contempla un coste medioambiental del N de las deyecciones. Para poder aplicar esta medida, es imprescindible formular el pienso basándose en su contenido en aminoácidos digestibles ileales. También se debe evitar que los ingredientes tengan un alto contenido en nitrógeno no proteico, ya que éste aún que se digiere a nivel ileal, no puede ser utilizado por los animales monogástricos. El uso de tratamientos tecnológicos como la

granulación o una molturación fina puede mejorar la digestibilidad ileal de los aminoácidos de los ingredientes. Por último, la adición de enzimas al pienso puede facilitar la digestión de algunos carbohidratos indigestibles de la pared celular (β -glucanos, arabinosilanos), y favorecer así el acceso de las enzimas digestivas a la proteína (Tabla 3).

Tabla 3. Digestibilidad ileal aparente (%) de la proteína y aminoácidos de materias primas para cerdos de engorde, con o sin la adición de enzimas exógenas (Torrallardona y col., 1997, 2001a, b).

| | Proteína Bruta | Lisina | Treonina | AA azufrados | Triptófano |
|-------------------|----------------|--------|----------|--------------|------------|
| Cebada-1 | 67.2 | 66.6 | 62.1 | 71.7 | 61.3 |
| Trigo-1 | 78.7 | 67.1 | 68.6 | 81.5 | 76.1 |
| Soja 44 | 80.5 | 85.7 | 78.2 | 79.5 | 79.7 |
| Girasol | 63.4 | 63.3 | 57.3 | 70.0 | 58.2 |
| Cebada-2 | 70.6 | 65.8 | 60.0 | 76.2 | 65.4 |
| Cebada-2 + enzima | 72.2 | 67.9 | 62.9 | 78.1 | 70.8 |
| Trigo-2 | 79.2 | 71.9 | 73.2 | 79.4 | 74.3 |
| Trigo-2 + enzima | 83.3 | 78.5 | 77.8 | 84.8 | 80.7 |

Mejora del equilibrio entre los aminoácidos del pienso. Una vez digeridos, los aminoácidos son utilizados en los tejidos para realizar la síntesis proteica. Las proteínas sintetizadas tienen una proporción predeterminada de cada uno de los aminoácidos. En el caso hipotético de que un solo aminoácido no se encuentra en el lugar de síntesis, ésta no podría realizarse. En esta situación el resto de aminoácidos son catabolizados, y su nitrógeno es excretado en la orina. Por esto es muy importante suministrar todos los aminoácidos en las proporciones necesarias para la síntesis de proteínas. A la proporción de aminoácidos resultante de la suma de aminoácidos necesarios para sintetizar las proteínas de un animal se la conoce como proteína ideal. Se han descrito perfiles de proteína ideal para mantenimiento y para la deposición de proteína (Tabla 4). Debido a que las necesidades de mantenimiento y de crecimiento varían con la edad del animal, el perfil proteína ideal también variará ligeramente.

Para mejorar el equilibrio entre los aminoácidos se puede formular el pienso utilizando ingredientes que tengan un perfil de aminoácidos parecido a la proteína ideal, o bien realizar combinaciones de ingredientes que se compensen los desequilibrios entre ellos. Una manera mucho más sencilla de mejorar el equilibrio es la utilización de aminoácidos libres de origen comercial. De hecho los aminoácidos que se encuentran en las proporciones más bajas respecto a la proteína ideal (lisina, treonina, metionina y triptófano), conocidos como aminoácidos limitantes, se encuentran disponibles en el mercado a precios competitivos. Con el uso de estos aminoácidos se puede mejorar el equilibrio entre aminoácidos y reducir el contenido proteico del pienso para cerdos de

engorde hasta un 14% sin afectar el crecimiento de los animales y por tanto reducir la excreción de nitrógeno en las deyecciones (Tabla 5).

Tabla 4. Proteína ideal (% lisina) para mantenimiento y deposición proteica de cerdos en crecimiento (NRC, 1998).

| | Mantenimiento | Deposición proteica |
|--------------|---------------|---------------------|
| Lisina | 100 | 100 |
| Treonina | 151 | 70 |
| Triptófano | 26 | 19 |
| Metionina | 28 | 30 |
| Met+Cys | 123 | 64 |
| Arginina | -200 | 18 |
| Isoleucina | 75 | 60 |
| Valina | 67 | 68 |
| Leucina | 70 | 100 |
| Fenilalanina | 50 | 60 |
| Phe+Tyr | 121 | 95 |
| Histidina | 32 | 32 |

Mejora en la precisión aporte-requerimientos de aminoácidos. Por último conviene que la cantidad de aminoácidos suministrados en el pienso coincida con las necesidades reales de los animales (Torrallardona y Soler, 2001). En el caso de un aporte excesivo, en el cual la disponibilidad de aminoácidos sea mayor a las necesidades del animal para alcanzar su máximo potencial de crecimiento; los aminoácidos en exceso serán catabolizados y su nitrógeno excretado en la orina. En el caso contrario, de un aporte insuficiente, el animal no puede expresar su máximo potencial y crece más lentamente; el período de engorde se alarga y como consecuencia las pérdidas obligatorias totales de nitrógeno aumentan. El requerimiento de cada uno de los aminoácidos para un animal o grupo de animales es la cantidad mínima de cada uno de estos aminoácidos que permita una óptima respuesta cuando el resto de nutrientes satisfacen las necesidades del animal. Expresados en función de su concentración en el pienso, los requerimientos de aminoácidos disminuyen de forma progresiva al aumentar la edad del animal. Para cubrir las necesidades de los animales a lo largo de su vida productiva, el uso de un número limitado de piensos diferentes (por ejemplo engorde en 2 fases) supone que haya períodos prolongados durante los cuales se suministra una cantidad de aminoácidos excesiva que es eliminada en los purines. Por el contrario un cambio frecuente en la composición del pienso (alimentación multifase) minimiza este aporte excesivo y reduce el nitrógeno de las deyecciones (Figura 2).

Tabla 5. Efecto de la sustitución de torta de soja por cebada y aminoácidos libres comercialmente disponibles sobre los parámetros productivos, el consumo de agua, la producción de purines y la excreción de nitrógeno en cerdos de engorde (Torrallardona y col., 2003b).

| | Contenido de PB del pienso | | | |
|------------------------------|----------------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| | 19% | 15% | 14% | 12% |
| Ensayo de crecimiento | | | | |
| Peso inicial (kg) | 20.6 | 20.8 | 20.7 | 20.8 |
| Peso final (kg) | 55.7 ^a | 56.5 ^a | 54.8 ^a | 50.9 ^b |
| Consumo de pienso (g/d) | 1634 ^a | 1655 ^a | 1552 ^{ab} | 1480 ^b |
| Ganancia de peso (g/d) | 748 ^a | 759 ^a | 724 ^a | 639 ^b |
| Índice de conversión | 2.18 ^a | 2.18 ^a | 2.14 ^a | 2.31 ^b |
| Ensayo de balance | | | | |
| Consumo de pienso (g/d) | 1722 | 1733 | 1697 | 1720 |
| Consumo de agua (g/d) | 3568 ^a | 3056 ^b | 2498 ^c | 2761 ^{bc} |
| Producción de purín (g/d) | 2348 ^a | 1915 ^b | 1436 ^c | 1767 ^{bc} |
| Consumo de N (g/d) | 49.2 ^a | 43.0 ^b | 38.8 ^c | 34.7 ^d |
| Retención de N (g/d) | 23.1 ^a | 24.2 ^a | 23.5 ^a | 20.1 ^b |
| Excreción de N (g/d) | 26.1 ^a | 18.8 ^b | 15.4 ^c | 14.5 ^c |

^{abc} Valores en una misma fila con diferente letra son diferentes ($P < 0.05$)

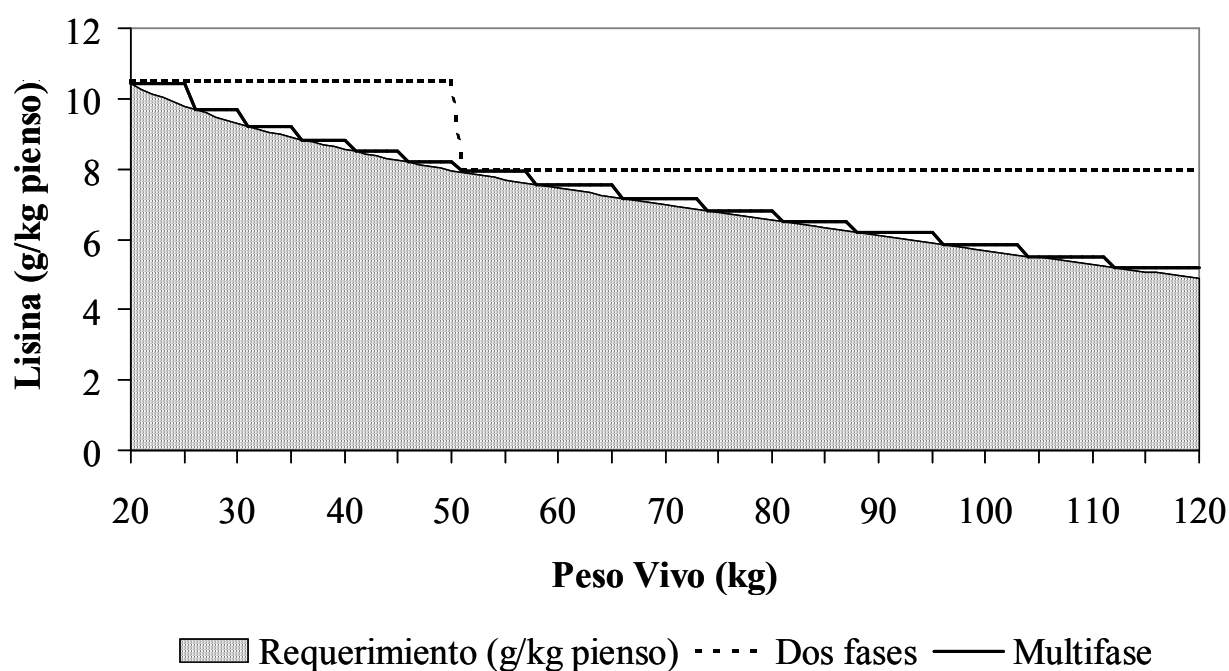


Figura 2. Evolución con el peso del requerimiento de lisina de cerdos de engorde y de la cantidad de lisina consumida en función del programa de alimentación utilizado (dos fases o multifase).

Implementar un número elevado de piensos (fases) puede acarrear problemas logísticos importantes y es por ello que cada explotación se tendrá que adaptar a sus posibilidades (número de silos, frecuencia de llenado de los silos, posibilidades de suministro, etc...). Una posibilidad interesante es la que se conoce como alimentación multifase y que consiste en la mezcla en la propia granja de dos o más piensos (con alta y baja concentración de aminoácidos respectivamente) de manera que modificando las proporciones de cada uno de ellos se puede variar la concentración de aminoácidos de la mezcla final tan a menudo como sea conveniente (Figura 3). Los nuevos sistemas de alimentación líquida ofrecen grandes posibilidades en este aspecto (Torrallardona, 2004).

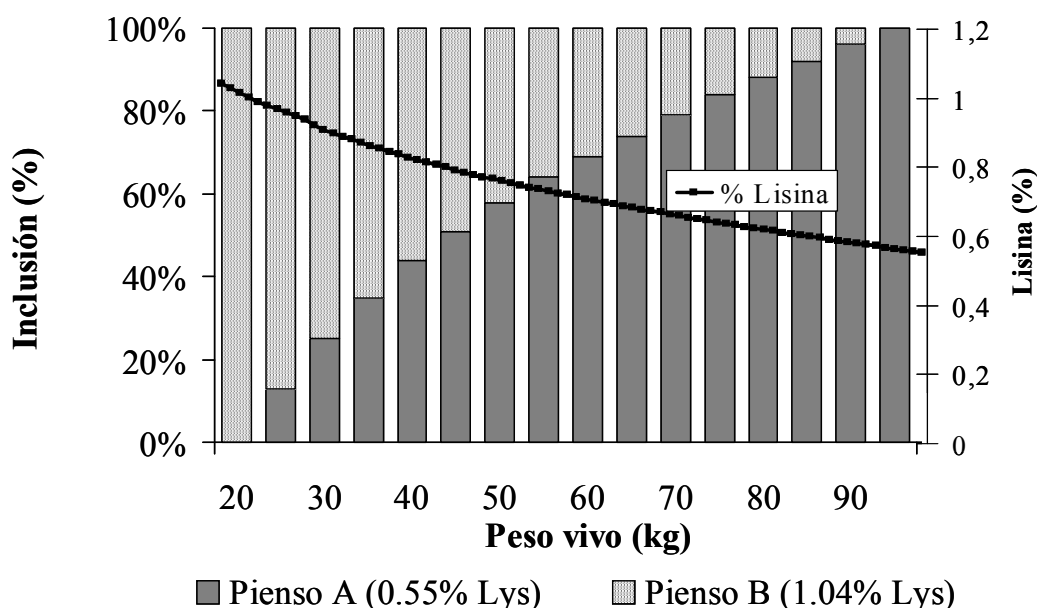


Figura 3. Evolución de la concentración final de lisina en el pienso obtenido de la mezcla de diferentes proporciones de dos piensos con alto y bajo contenido de lisina.

FÓSFORO Y METALES PESADOS

Aunque en España no existe una legislación específica sobre los niveles de aplicación de P y de metales pesados en forma de estiércol y purines, en algunos países de la UE este aspecto ya está legislado. De forma parecida a lo que ocurre para el nitrógeno, la eficiencia de retención del fósforo es también muy baja (Tabla 6)

La problemática del Cu y el Zn está relacionada con su uso a altas concentraciones (de hasta 30 veces los requerimientos nutricionales) para prevenir las diarreas de los lechones (Tabla 7). Dicho uso ha sido prohibido por la UE, aunque en algunos de los países (entre ellos España) aún está autorizado durante las dos primeras semanas post-destete. La prohibición del uso de antibióticos promotores de crecimiento y la falta alternativas eficaces y económicas, tienen mucho que ver con ello.

Eficiencia de utilización del P del pienso

Sin aplicar medidas correctoras, un 70% del fósforo suministrado en el pienso de cerdos es eliminado en las deyecciones. Esto se debe a que el pienso se formula con un alto contenido de ingredientes de origen vegetal que tienen una elevada proporción del P en forma de fitatos. Este tipo de P no puede ser utilizado por los animales monogástricos y es excretado en las heces (Tabla 8).

Tabla 6. Consumo, retención y excreción de P en cerdos (kg/animal) según el estado productivo de los animales (BREF, 2003).

| | Días | Consumo | Retención | Excreción | | | % |
|---------------------|------|---------|-----------|-----------|-------|-------|----|
| | | | | Heces | Orina | Total | |
| Cerdas: | | | | | | | |
| Lactación | 27 | 0,78 | 0,35 | 0,34 | 0,09 | 0,43 | 55 |
| Gestación | 133 | 1,58 | 0,24 | 0,79 | 0,55 | 1,34 | 85 |
| Total/ciclo | 160 | 2,36 | 0,59 | 1,13 | 0,64 | 1,77 | 75 |
| Total/año | 365 | 5,38 | 1,35 | 2,58 | 1,46 | 4,04 | 75 |
| Cerdos: | | | | | | | |
| Lechón (1,5-7,5 kg) | 27 | 0,25 | 0,06 | 0,12 | 0,07 | 0,19 | 75 |
| Destete (7,5-26 kg) | 48 | 0,157 | 0,097 | 0,053 | 0,01 | 0,06 | 38 |
| Cebo (26-113 kg) | 119 | 1,16 | 0,43 | 0,65 | 0,08 | 0,73 | 63 |

Tabla 7. Requerimientos, concentración en el pienso y excreción de Zn y Cu en cerdos según el estado productivo de los animales (NRC, 1998; van Kempen T. y van Heugten E. 2000).

| | Zinc | | | Cobre | | |
|----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | Reqs. (ppm) | Conc. (ppm) | Excr. (g/d) | Reqs. (ppm) | Conc. (ppm) | Excr. (g/d) |
| Cerdas gestantes | 50 | 125 | 0.20 | 5 | 15 | 0.024 |
| Cerdas lactantes | 50 | 125 | 0.54 | 5 | 15 | 0.065 |
| Lechones pre-starter | 100 | 2000 | 0.65 | 6 | 240 | 0.084 |
| Lechone starter | 80 | 125 | 0.08 | 5 | 240 | 0.186 |
| Cerdos 25-105 kg | 60-50 | 125 | 0.23 | 4-3 | 15 | 0.027 |

Tabla 8. Contenido de fósforo, fósforo fítico y digestibilidad aparente del fósforo para cerdos en diferentes materias primas (Jongbloed y Kemme, 1997).

| Ingrediente | P Total (g/kg) | P Fítico (g/kg) | Digestibilidad (%) |
|---------------------|----------------|-----------------|--------------------|
| Maíz | 2.9 | 2.0 | 19 |
| Cebada | 3.6 | 2.5 | 39 |
| Trigo | 3.4 | 2.2 | 48 |
| Soja | 6.3 | 4.4 | 39 |
| Girasol | 12.1 | 10.9 | 15 |
| Harina de carne | 69 | 0 | 81 |
| Harina de pescado | 27 | 0 | 72 |
| Fosfato monocálcico | 226 | 0 | 82 |

Estrategias para reducir la excreción de P

La adición de fitasas exógenas en el pienso mejora la eficiencia de utilización del fósforo fítico de los vegetales, ya que permite una mejor digestibilidad del fósforo y una reducción del aporte en la dieta (Tabla 9).

Tabla 9. Efecto de la reducción del contenido de P inorgánico y de la adición de fitasa sobre el crecimiento y la excreción de P en cerdos de engorde (Torrallardona y col., 2003a).

| Contenido total de P | Sin fitasa | | Con fitasa | |
|-------------------------------|---------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| | Normal | Reducido | Normal | Reducido |
| <u>Ensayo de crecimiento</u> | | | | |
| Peso inicial (kg) | 23.7 | 23.7 | 23.7 | 23.7 |
| Peso final (kg) | 43.4 ^a | 41.3 ^b | 43.8 ^a | 44.1 ^{ab} |
| Consumo de pienso (g/d) | 1091 | 1084 | 1082 | 1109 |
| Ganancia de peso (g/d) | 533 ^a | 475 ^b | 544 ^a | 552 ^a |
| Índice de conversión | 2.07 ^a | 2.29 ^b | 1.99 ^a | 2.02 ^a |
| <u>Ensayo de balance</u> | | | | |
| Consumo de P (g/d) | 7.23 ^a | 5.88 ^b | 7.19 ^a | 6.09 ^b |
| Excreción de P en heces (g/d) | 4.08 ^a | 4.09 ^a | 3.19 ^b | 2.80 ^b |
| Excreción de P en orina (g/d) | 0.018 ^{ab} | 0.018 ^{ab} | 0.024 ^a | 0.016 ^b |
| Excreción total de P (g/d) | 4.09 ^a | 4.10 ^a | 3.23 ^b | 2.80 ^b |
| Retención de P (g/d) | 3.13 ^a | 1.76 ^c | 3.93 ^b | 3.29 ^a |

^{abc} Valores en una misma fila con diferente letra son diferentes ($P < 0.05$)

Igual que sucede con el N, las necesidades de P de los animales disminuyen con la edad de los animales y por tanto conviene realizar cambios frecuentes en la composición del pienso (alimentación multifase) que minimicen los aportes excesivos.

MALOS OLORES

Hasta 331 sustancias diferentes han sido relacionadas con el olor proveniente de explotaciones porcinas. Estas se pueden clasificar en cuatro grupos principales:

(1) ácidos grasos volátiles, provenientes de la fermentación microbiana de la fibra y algunos aminoácidos. Entre ellos predomina el ácido acético (aproximadamente un 60% de la totalidad), aunque su poder odorífico es menor que el de los ácidos grasos de cadenas más largas ya que estos tienen un umbral de detección menor.

(2) indoles y fenoles, provenientes de la degradación de los aminoácidos aromáticos fenilalanina, tirosina y triptófano. Entre ellos destacan indol, escatol y p-cresol que es el responsable del olor característico de cerdo.

(3) compuestos azufrados, provenientes de la degradación de los aminoácidos azufrados metionina y cisteína. Destacan compuestos como ácido sulfhídrico (SH₂) y metanotiol por su bajo umbral de detección y ofensividad. Su concentración en el aire es mayor que la de ácidos grasos volátiles.

(4) amoníaco y aminos volátiles, provenientes de la degradación de urea y de aminoácidos respectivamente. El amoníaco contribuye poco al olor. Las aminos se encuentran en bajas concentraciones y entre ellas destacan metilamina (olor a podrido), etilamina (olor a pescado), trimetilamina (olor a amoníaco), cadaverina y putrescina (olor a podrido).

El segundo y tercer grupo de compuestos son en gran medida los causantes de los malos olores ya que son altamente ofensivos y tienen un límite de detección muy bajo (Tabla 10). Dado que estos provienen de la degradación de aminoácidos, todas las medidas descritas anteriormente para la reducción de la excreción de N contribuirán en gran medida a reducir también los malos olores. Además conviene evitar el uso de fuentes de proteína ricas en aminoácidos azufrados como las harinas de pescado y de plumas.

Tabla 10. Origen dietario y límite de detección olfatoria de compuestos responsables del olor en porcino (van Kempen y col., 2003; Le y col., 2005).

| Compuesto | Origen | Límite de detección olfatoria (mg/m ³) |
|-------------------------|----------------------|--|
| Ácido acético | Fibra, AAs | 25-25000 |
| Ácido propanoico | Fibra, lactato | 3-890 |
| Ácido butanoico | Fibra, AAs | 4-3000 |
| Ácido 3-metilbutanoico | Fibra, Val, Leu | 5 |
| Ácido pentanoico | Fibra | 0,8-70 |
| Fenol | Phe, Tyr | 22-4000 |
| 4-metilfenol (p-cresol) | Trp, Tyr | 0,22-35 |
| Indol | Trp | 0,6 |
| 3-metilindol (escatol) | Trp | 0,4-0,8 |
| Metanetiol | Met, Cys | 0,5 |
| Dimetilsulfuro | Met, Cys | 2-30 |
| Dimetildisulfuro | Met, Cys, Metanetiol | 3-14 |
| Dimetiltrisulfuro | Met, Cys, Metanetiol | 7,3 |
| Sulfuro de hidrógeno | Met, Cys, Sulfatos | 0,1-180 |
| Amoníaco | Urea | 37000 |

CONCLUSIONES

La emisión de sustancias contaminantes en las deyecciones ganaderas puede ser reducida mediante mejoras en la alimentación del ganado. El principal mecanismo de reducción es la utilización de piensos con un menor contenido en proteína y fósforo. Sin embargo esto debe realizarse sin que la productividad de los animales se vea afectada. La utilización de aminoácidos libres de síntesis para mejorar el equilibrio entre ellos, así como el uso de fitasas para aumentar la digestibilidad del fósforo fítico son de especial interés. Para evitar aportes excesivos de nutrientes, es también muy importante realizar cambios frecuentes en la composición del pienso para poder adecuar el aporte de N y de P a las necesidades de los animales, las cuales disminuyen con la edad.

REFERENCIAS

- BREF (2003). European Commission. *Reference document on best available techniques for intensive rearing of poultry and pigs*.
- Dourmad J.Y. y Sève B. (1997). Consumo, utilización y pérdidas de fósforo y nitrógeno en la producción porcina. La situación en Francia. *XIII Curso de Especialización FEDNA*, pp. 173-187.
- Dourmad J. Y., Guillou D. y Noblet J. (1992). Development of a calculation model for predicting the amount of N excreted by the pig: Effect of feeding, physiological stage, and performance. *Livest. Prod. Sci.*, 31: 95-107.
- Jongbloed A. W. y Kemme P. A. (1997). Disponibilidad del fósforo en ingredientes alimenticios para ganado porcino. *XIII Curso de Especialización FEDNA*, pp. 191-201.
- Le P. D., Aarnink A. J. A., Ogink N. W. M. Becker P.M. and Verstegen M. W. A. (2005). Odour from animal production facilities: its relationship to diet. *Nutr. Res. Rev.*, 18: 3-30.
- NRC, (1998). *Nutrient requirements of swine*. 10th ed. National Academy Press, Washington, DC.
- Torrallardona D., Van Cawenberghe S. y Gatel, F. (1997). Protein and amino acid ileal digestibility measured by two different techniques. In: *Digestive Physiology in Pigs*, J. P. Laplace, C. Fevrier y A. Barbeau (eds.), INRA, Paris, France, pp. 413-416.
- Torrallardona D. y Soler J. (2001). Potencial genético y alimentación óptima por fases en porcino. *Anaporc*, 214, 105-118.
- Torrallardona D., Nielsen J. y Brufau J. (2001a). Apparent ileal digestibility of protein and amino acids in wheat supplemented with enzymes for growing pigs. In: *Digestive Physiology of Pigs*, J. E. Lindberg y B. Ogle (eds.), CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK, pp. 184-186.
- Torrallardona D., Nielsen J.E. y Brufau J. (2001b). Apparent ileal digestibility of protein and amino acids and digestible energy in barley supplemented with enzymes for growing pigs In: *Digestive Physiology of Pigs*, J. E. Lindberg y B. Ogle (eds.), CAB International Publishing, Wallingford, Oxon, UK, pp. 187-189.
- Torrallardona D., Solà-Oriol D., Broz J. y Brufau J. (2003a). Effects of dicalcium phosphate level and of phytase on performance and P excretion in growing pigs. . In: *Digestive Physiology in Pigs*, R. Ball (ed.), vol 2, University of Alberta, Edmonton, Canada, pp. 323-325.
- Torrallardona D., Esteve-Garcia E. y Brufau J. (2003b). Environmental impact of replacing soybean meal with barley and amino acids in diets for growing pigs under practical conditions. In: *Digestive Physiology in Pigs*, R. Ball (ed.), vol 2, University of Alberta, Edmonton, Canada, pp. 326-328.
- Torrallardona D. (2004). Reducción del impacto medioambiental asociado a la porcicultura mediante la alimentación líquida. *Mundo Ganadero*, 162, 30-34.

- Torrallardona, D. (2006). Mesures alimentàries per reduir l'impacte mediambiental de les dejeccions ramaderes. *Dossier Tècnic. "Bones pràctiques agràries (II)"*, Núm. 14, 16-20. www.ruralcat.net.
- van Kempen T. y van Heugten E. (2000). Understanding and applying nutrition concepts to reduce nutrient excretion in swine. AG-608, North Carolina Cooperative Extension Service.
- van Kempen T., van Heugten E. y Powers W. (2003). *Impact of diet on odor*. Annual Swine Report. North Carolina State University.

Uso agrícola de deyecciones ganaderas. Planes de fertilización

J. Boixadera

Servei de Producció Agrícola – DARP – Generalitat de Catalunya i DMACS – Universitat de Lleida

(E-mail: jaume.boixadera@gencat.net)

Resumen

La aplicación a los suelos agrícolas de las deyecciones ganaderas ha sido el destino tradicional de las mismas y servía para reponer al suelo los nutrientes exportados por los cultivos, cerrando un ciclo siempre deficitario. Bajo estas condiciones los principios que se seguían para optimizar su uso eran muy distintos a los que deben regir en áreas de elevada densidad ganadera.

Esta ponencia se centra en presentar y discutir algunos de los aspectos más relevantes de la aplicación agrícola de las deyecciones ganaderas en regiones de elevada densidad ganadera. Así se revisan muy brevemente las especificidades de la industria ganadera para abordar seguidamente aspectos específicos de su aplicación a los cultivos manteniendo siempre un doble enfoque agronómico, y ambiental, al tiempo que una visión más amplia que la de la parcela agrícola y la fertilización anual para tratar de aportar alguna luz a la problemática existente, al tiempo que se discuten algunos de los enfoques adoptados.

Palabras clave

Estiércol, fertilización, ganadería, materia orgánica del suelo, planes de manejo de nutrientes.

INTRODUCCIÓN

Las deyecciones ganaderas constituyen una pieza indisolublemente asociada a la producción ganadera. En Cataluña existe una pujante actividad que genera más del 50% de la producción final agraria.

La elevada densidad ganadera está provocando toda una serie de problemas de gestión de estas deyecciones ganaderas, entre los que cabe mencionar la contaminación de las aguas.

Es por ello que se requiere mejorar en su gestión. En este trabajo se abordan algunos aspectos de su aplicación agrícola directa que hoy por hoy representa más del 95% –en

términos de nitrógeno- del total de las deyecciones generadas, en aras a una mejora de dicha gestión.

REPOSICIÓN DE NUTRIENTES EN LA AGRICULTURA PREINDUSTRIAL

En la agricultura anterior al advenimiento masivo de los fertilizantes minerales, cosa que en nuestro país no ocurrió hasta la década de los 60, por más que antes de la Guerra Civil había ya un consumo incipiente muy notable (Tabla 1) que tardó más de dos décadas en volver a alcanzarse, la reposición de los nutrientes ocupó un lugar clave. En estos sistemas agrícolas hubo siempre un déficit sistemático a pesar de los avances que representaron la rotación de Norfolk, la importación del guano o del nitrato de Chile.

En este contexto deficitario la disponibilidad de estiércol fue pieza clave, muchas veces única, para aumentar la producción y así era reconocido por los diversos agentes productivos, que con frecuencia lo recogían en los contratos que establecían entre ellos. Este problema endémico ligado también a la falta de pastos para el ganado limitó el avance de lo que algunos autores han denominado agricultura orgánica avanzada (Tello, 2004).

Los consumos de fertilizantes minerales siempre fueron por detrás, en el tiempo y por unidad de superficie cultivada, en la agricultura mediterránea, tal como han puesto de manifiesto diversos autores y ello no es atribuible a un supuesto atraso tecnológico, como otros autores indicaban; la explicación habría que buscarla en las especificidades climáticas de los sistemas agrícolas mediterráneos, con su menor productividad en secano y la incertidumbre en las producciones asociadas a un régimen de lluvias irregular (Garrabou, 2004)

Tabla 1.- Consumo de fertilizantes minerales y químicos año 1934 (t).

| | Superfosfato de cálcico | Sulfato amónico | Nitrato sódico | Nitrato cálcico | de Sulfato potasa | de Cloruro potasa | de Adobos compuestos |
|---------------|-------------------------|-----------------|----------------|-----------------|-------------------|-------------------|----------------------|
| BARCELONA | 26.160 | 15.520 | 5.660 | 230 | 1.070 | 999 | 1.020 |
| GIRONA | 6.873 | 770 | 367 | 160 | 173 | 146 | 1.737 |
| LLEIDA | 21.140 | 8.160 | 1.575 | 3.225 | 215 | 950 | 2.320 |
| TARRAGONA | 30.518 | 34.476 | 1.966 | 113 | 1.155 | 1.694 | 4.100 |
| CATALUÑA | 84.641 | 58.826 | 9.563 | 3.728 | 2.563 | 3.789 | 8.672 |
| ALICANTE | 16.250 | 9.250 | 1.900 | 160 | 630 | 1.850 | 3.800 |
| CASTELLÓN | 14.740 | 12.940 | 1.747 | 303 | 411 | 2.002 | 167 |
| VALENCIA | 62.142 | 56.742 | 3.206 | 712 | 1.885 | 6.646 | 3.061 |
| P. VALENCIANO | 92.632 | 78.932 | 6.353 | 1.175 | 2.926 | 10.498 | 7.023 |
| I. BALEARES | 24.500 | 12.500 | 1.386 | | 14 | 100 | 10 |
| TOTAL | 201,773 | 150,258 | 17,302 | 4,903 | 5,503 | 14,387 | 15,705 |

Fuente: Pujol (2006); elaborado a partir del Ministerio de Agricultura. Anuario Estadístico de las producciones agrícolas 1934

ALGUNOS RASGOS DE LA GANADERÍA MODERNA EN RELACIÓN CON LA APLICACIÓN AGRÍCOLA DE LAS DEYECCIONES GANADERAS

Aun cuando resulta arriesgado ofrecer unas reglas generales aplicables a todos los casos sí que hay un conjunto de rasgos comunes a la moderna ganadería industrial:

- Concentración espacial de las actividades ganaderas a escala regional. Así determinadas regiones se especializan en una (o varias) orientaciones ganaderas, yendo ligada su localización a favorables emplazamientos geográficos que facilitan el tránsito de mercancías y la implantación de la mayoría de los elementos de la cadena productiva, que pueden llegar desde el animal al consumidor.
- Flujo de nutrientes a gran escala, muchas veces intercontinental con regiones que se especializan (Figura 1). Ello provoca que existan grandes cantidades de deyecciones ganaderas por unidad de superficie agrícola sobre amplias regiones lo que dificulta su gestión de una manera ambientalmente correcta.
- Deyecciones ganaderas muy ricas en nutrientes y pobres en carbono. La moderna ganadería ha supuesto el tránsito de un tipo de animales que aprovechaban pastos de áreas marginales o subproductos de la explotación agrícola, a otros que son alimentados –con dietas muy estudiadas– a partir de concentrados a base de cereales y leguminosas –especialmente después de la crisis de las vacas locas– y con dietas pobres en materiales carbonosos y criados sin o con poco lecho. Ello produce unos estiércoles, purines o gallinazas, potencialmente desequilibrados si sólo nos atenemos a las necesidades (extracciones/exportaciones) de los cultivos (Tabla 2). A ello hay que añadir la adición a los piensos –en ciertos casos– de elementos como el cobre y el zinc que potencialmente y a largo plazo pueden representar un problema.
- Avances recientes han sido una mayor eficiencia por cambio de dietas. El potencial para una mejora en la gestión de estos avances no se aprovechará adecuadamente si no va acompañado de otras medidas.

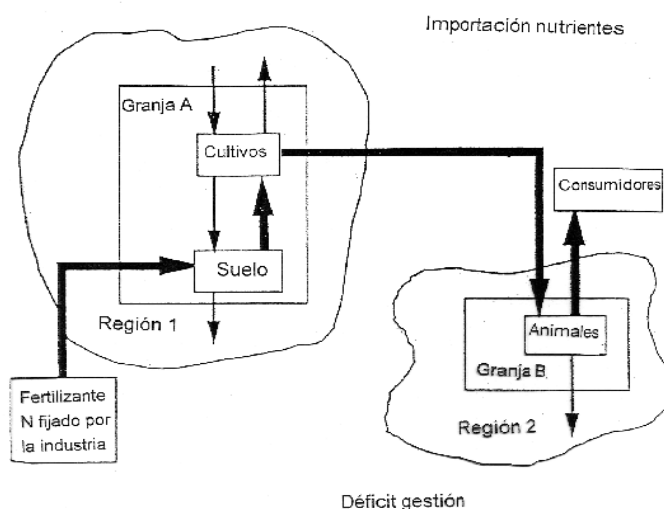


Figura 1.- La circulación del N después de la industrialización de la fijación del N se ha expandido por el espacio. Las partes gestionadas del N son las flechas más recias. Las situaciones presentadas (producción de cultivos y producción animal) son las más extremas posibles.

- Especialización de las explotaciones dentro de los sistemas agrarios, con presencia de explotaciones de orientación ganadera mal dimensionadas para gestionar las deyecciones ganaderas. Nuestros sistemas agrarios (Figura 2) para adaptarse a los mercados y ser competitivos han ido especializando las explotaciones que los conforman en diversas orientaciones productivas que muchas veces coexisten sobre un mismo territorio. Esta especialización ha conducido no pocas veces a

especializaciones muy acusadas de modo que hoy es frecuente el caso de que sobre territorios reducidos coexistan, yuxtapuestas, explotaciones agrícolas y ganaderas con escasa o nula interacción entre ellas (materias primas, estiércol, ...) debido al elevado grado de especialización a que se ha llegado.

Tabla 2.- Composición química media de los purines de porcino de Cataluña (Naves y Torres, 1999)

| Parámetro | | Tipo de granja | | |
|-------------------------------|-------------------|----------------|---------------|---------------|
| | | Engorde | Reproductores | Ciclo Cerrado |
| Materia Seca | (MS) % | 11,1 | 9,2 | 9,7 |
| | kg/m ³ | 111 | 91,8 | 97,2 |
| MO | %MS | 66,3 | 66,3 | 65,6 |
| | %MF | 7,28 | 6,18 | 6,28 |
| N total | kg/m ³ | 7,63 | 5,17 | 5,40 |
| | %MS | 7,65 | 6,38 | 5,78 |
| N orgánico | kg/m ³ | 3,00 | 1,97 | 2,22 |
| N amoniacal | kg/m ³ | 4,63 | 3,20 | 3,18 |
| P ₂ O ₅ | kg/m ³ | 6,52 | 5,91 | 6,23 |
| | %MS | 5,89 | 6,74 | 6,44 |
| K ₂ O | kg/m' | 4,47 | 2,31 | 2,81 |
| | %MS | 4,33 | 2,86 | 2,96 |
| Ca | %MF | 0,45 | 0,45 | 0,39 |
| | %MS | 3,90 | 4,90 | 4,07 |
| Mg | %MF | 0,12 | 0,11 | 0,12 |
| | %MS | 1,06 | 1,28 | 1,34 |
| Na | %MF | 0,07 | 0,04 | 0,05 |
| | %MS | 0,68 | 0,55 | 0,59 |
| Cu | (mg/l) MF | 67,0 | 19,1 | 36,0 |
| | (mg/kg) MS | 624 | 193 | 430 |
| Zn | (mg/l) MF | 70,7 | 68,8 | 64,6 |
| | (mg/kg) MS | 658 | 759 | 719 |
| Fe | (mg/l) MF | 437 | 345 | 372 |
| | (mg/kg) MS | 3.752 | 3.620 | 3.730 |
| Mn | (mg/l) MF | 46,1 | 38,5 | 37,7 |
| | (mg/kg) MS | 407 | 428 | 405 |

MS = materia seca. MF = materia fresca. MO = materia orgánica

- Falta de reconocimiento, en la cadena productiva agroindustrial, de la problemática de la gestión de deyecciones ganaderas. La existencia de modelos de producción ganaderas en los que el productor de deyecciones tiene escasa capacidad de decisión hace que resulte difícil avanzar en el camino de una mejora en la gestión de las deyecciones ganaderas; la referencia que frecuentemente se hace a modelos tradicionales de gestión en una situación equilibrada (deficitaria) no ayuda a aportar luz ni a avanzar en este tema.

LA PRÁCTICA DE LA FERTILIZACIÓN EN BASE A DEYECCIONES GANADERAS EN ÁREAS DE ELEVADA DENSIDAD DE GANADO

La fertilización de los cultivos con abonos minerales a partir de los años 1950-1960 es la etapa intermedia que se produjo entre lo que algunos autores han dado en llamar "agricultura avanzada" (Tello, 2004; Pujol, 2006) y que se describe sucintamente

anteriormente y la situación actual en estas áreas de elevada densidad de ganado. Es muy importante retener una serie de aspectos de cual es el enfoque y la problemática de la fertilización en muchos de nuestros cultivos:

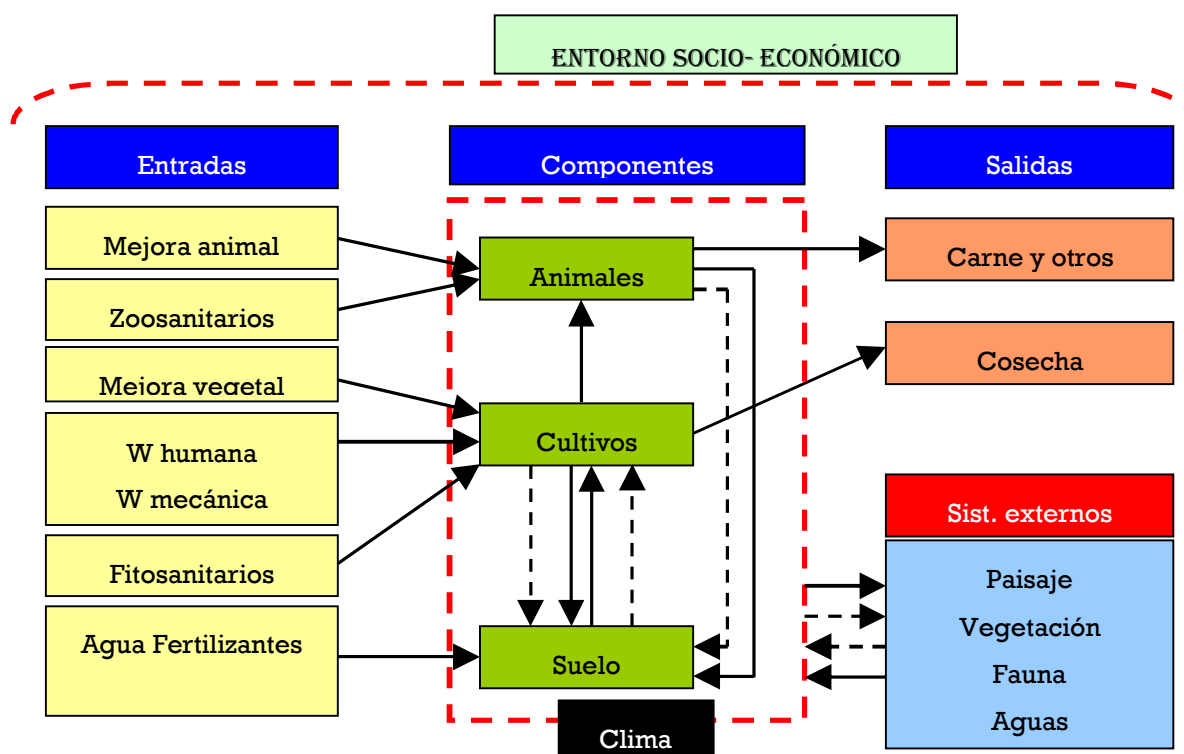


Figura 2.- Sistema agrario. Fuente: Bosch et al (2006)

- La referencia técnica es la fertilización mineral
- Los fertilizantes orgánicos han sido hasta ahora, en general, minusvalorados, no siendo infrecuente ignorar su aporte de nutrientes.
- Los fertilizantes orgánicos de origen ganadero presentan una serie de handicaps (volumen, heterogeneidad, consistencia, ...) para una fácil gestión.
- Los avances tecnológicos no se han incorporado de manera significativa en la buena gestión y aplicación de fertilizantes orgánicos ganaderos.
- La visión técnica –del sector y de la administración– ha sido con frecuencia negativa sobre los fertilizantes orgánicos.
- Los fertilizantes orgánicos tienen mala prensa.
- La regulación de base ambiental de las prácticas de fertilización se hace con frecuencia ignorando la complejidad socio-económica y agronómica de los sistemas agrarios
- Hay un uso insuficiente de los análisis de suelos y plantas
- Insuficiente información experimental para responder –al tiempo– a cuestiones agronómicas y ambientales sobre fertilización orgánica en condiciones de áreas de elevada densidad ganadera.

Seguidamente se discutirán algunos de los aspectos antes mencionados.

La respuesta de los cultivos a la fertilización (Tabla 3)

En nuestros ambientes agrícolas, de áridos a subhúmedos, la respuesta productiva – excepto en la alta montaña– va ligada a las disponibilidades de agua; este principio básico debe ser aplicado con ciertas modificaciones para el caso de los árboles frutales, el olivo, la vid o los frutos secos, en los que la producción de un fruto, la perennidad del cultivo, etc. obligan a ciertos matices.

Tabla 3.- Efectos de la fertilización nitrogenada, en la eficiencia del uso del agua en trigo de invierno en Nebraska (EEUU), en términos de producción de materia seca por unidad de agua aplicada (Hauck, 1984).

| Agua aplicada | | N aplicado (kg/ha) | | | |
|---------------|-------|--------------------|----|-----|-----|
| lluvia | riego | 0 | 22 | 45 | 90 |
| cm | | kg/ha.cm | | | |
| 31 | 0 | 43 | 63 | 71 | 71 |
| 31 | 7.4 | 60 | 87 | 110 | 124 |
| 31 | 20.6 | 62 | 91 | 115 | 133 |

Fuente: Bosch *et al.* (2006)

Lo anterior –en términos prácticos– significa que la cantidad de nutrientes a aplicar al cultivo se verá limitada por la disponibilidad de agua (Austin *et al.*, 1998).

Un enfoque clásico en los ensayos de fertilización ha sido estudiar la respuesta a dosis crecientes de uno o varios nutrientes (separadamente o viendo su interacción) en unas determinadas condiciones agronómicas (suelo, variedad, sistema de manejo, ...) más o menos estándar, que permitiera después su extrapolación al sistema agrario adyacente. Si bien los ensayos agronómicos establecidos en el siglo XIX y que han llegado a nuestros días contienen fertilización con estiércol (p.e. Rhothampsted, Morrow plots, ...) (Tabla 4; Figura 3) amén de otros “fertilizantes minerales”, en el boom agrario a partir de los años 1960 se dio primacía absoluta a los fertilizantes minerales y sobre ellos se basó la experimentación. En España esta experimentación fue más bien magra, a pesar de algunas iniciativas, que no pasaron de loables, como la del Ministerio de Agricultura de establecer una serie de ensayos a lo largo de todo el país y ello llevó a que las recomendaciones debieran fundarse en exceso en la observación empírica asistemática de los expertos.

Todo ello ha llevado a que hasta época muy reciente la referencia técnica sea siempre la fertilización mineral (Figura 4), a lo que lógicamente también ha contribuido las técnicas ligadas al sector industrial y comercial de fabricación y distribución de fertilizantes.

La falta de ensayos con fertilizantes orgánicos, permanentes y a medio plazo ha sido uno de los factores que han impedido valorizar adecuadamente dichos fertilizantes (Tabla 5).

Tabla 4.- Contenido de C orgánico en la superficie del suelo en parcelas de ensayo (Morrow plots de la Universidad Illinois) (Buol et al., 1997)

| Año | C orgánico(t/ha) | | | | | |
|------|---------------------|------|--------------------|------|---------------------------|------|
| | Monocultivo de maíz | | Rotación maízavena | | Rotación maízavena-trébol | |
| | Sin fertilizar | MLP | Sin fertilizar | MLP | Sin fertilizar | MLP |
| 1904 | 47.3 | 51.3 | 53.5 | 49.1 | 45.7 | 57.8 |
| 1913 | 45.5 | - | 47.7 | 51.1 | 47.9 | 57.3 |
| 1923 | 40.3 | 48.6 | 46.6 | 50.6 | 49.1 | 56 |
| 1933 | 38.8 | 47.4 | 45 | 51.9 | 46.4 | 58.1 |

MLP: estiércol, cal y roca fosfatada

Fuente: Bosch et al. (2006)

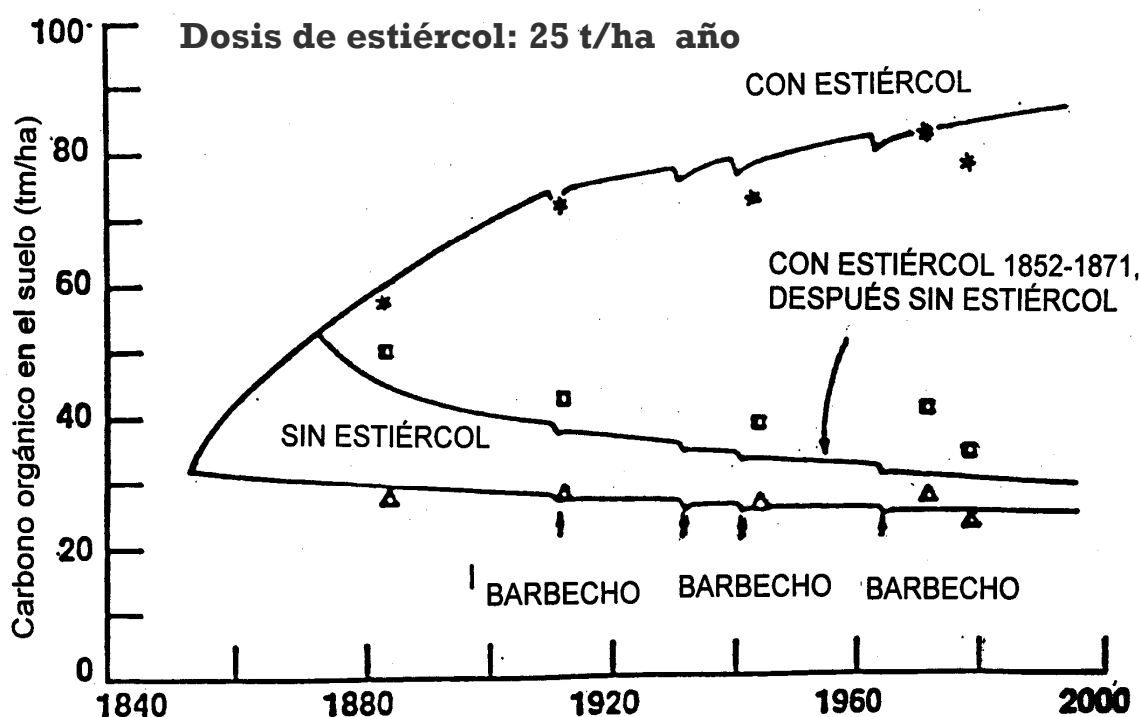


Figura 3.- Secuestro de carbono (Jenkins et al., 1987). Fuente: Bosch et al. (2006)

En Cataluña después de los trabajos pioneros de Pomar, Ferrer y colaboradores se han puesto posteriormente en marcha un conjunto de ensayos sobre diversos cultivos que alguna luz están aportando al tema (Abad et al., 1996; Antúnez et al., 1996a; Antúnez et al., 1996b; Arbonés et al., 2004; Boixadera et al., 2006; Domingo et al., 1996; Ferrer et al., 2000; Ferrer et al., 1997; Guillaumes et al., 2006; Lloveras et al., 2004; Ortiz et al., 2006) (Figura 5); ensayos similares, aunque de duración y enfoque dispar, se llevan a cabo en Aragón, Navarra, Madrid, ... orientados casi siempre al nitrógeno (Daudén et al., 2004; Irañeta et al., 2000; Ortúzar-Iragorri et al., 2005).

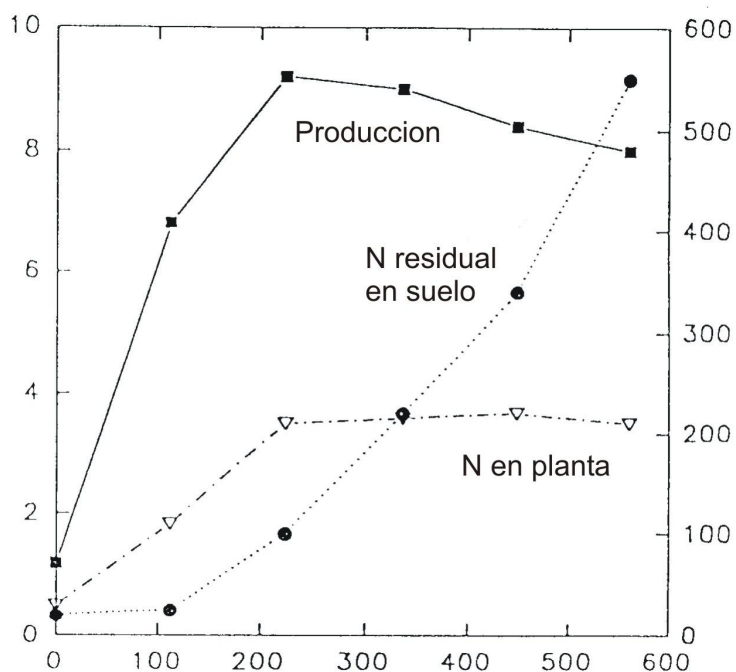


Figura 4.- Efecto de la dosis de fertilizante nitrogenado sobre la producción de maíz, contenido de nitrógeno en la planta y de nitrógeno mineral en el suelo (Broadbent y Carlton, 1978)

Tabla 5.- Medidas para reducir las emisiones de N procedentes de la agricultura y potencial de reducción. (Adaptado de Schulz, 2000)

| Núm. | Medida | Reducción de la fuente (%) | 100 (%) |
|------|--|----------------------------|----------|
| 1 | <u>Aplicación de estiércoles y purines</u> | | |
| | - momento de aplicación, meteorología | 35 | 2,9 |
| | - incorporación inmediata | 80 | 4,5 |
| | - aplicación a nivel del suelo | 30 a 50 | 2,4-5,1 |
| | - inyección | 90-95 | 7,3-7,7 |
| 2 | <u>Almacenamiento de estiércoles y purines</u> | 50-95 | 1,6-3,1 |
| 3 | <u>Tecnología de los edificios (granjas)</u> | 50 | 1,6 |
| 4 | <u>Cambios alimentación para reducir N excretado</u> | | |
| | - al menos 50% aire y 50% agua) | 10 | 3,2 |
| | - bovino | 10-15 | 1,1-2,2 |
| | - porcino | 20-30 | 0,7-1,1 |
| 5 | <u>Reducción del nivel de fertilización (fert. Mineral)</u> | 15-40 | 2,2-5,9 |
| 6 | <u>Reducción del nivel de fertilización (orgánica y mineral)</u> | 15-40 | 4,8-12,9 |
| 7 | <u>Incremento eficiencia del N para producción más alta</u> | 15 | 11,2 |
| 8 | <u>Reducción carga ganadera (0,9-0,5 U N/ha)</u> | - | 16,0 |

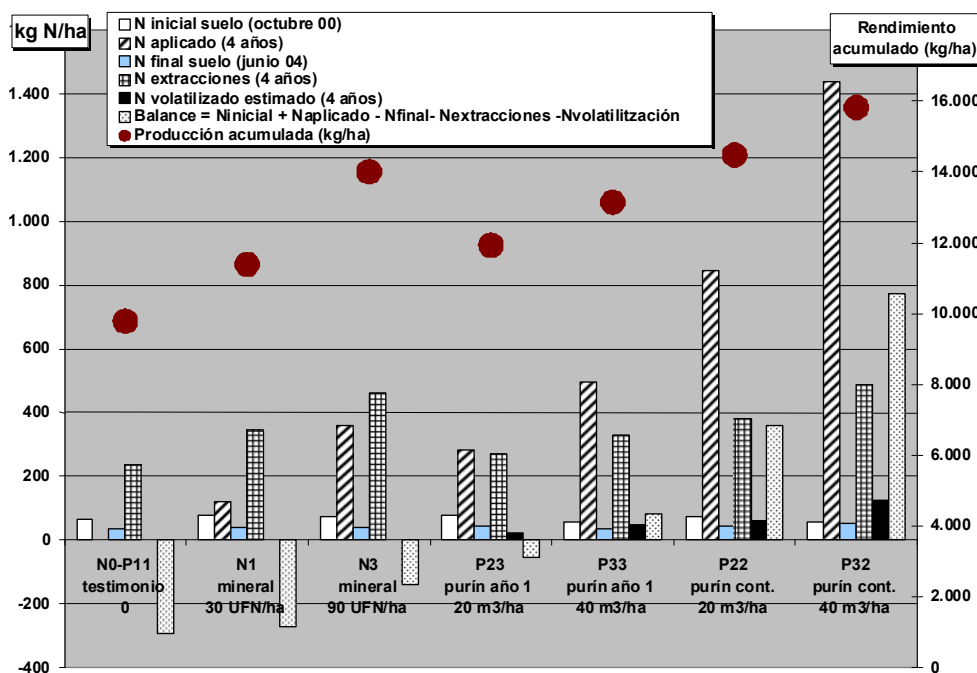


Figura 5.- Minería de nutrientes y exceso de nutriente (Bosch et al., 2006)

Esta valoración de los fertilizantes orgánicos no será plena hasta que se abandonen totalmente ciertas prácticas “perversas” tendentes a disminuir su valor fertilizante nitrogenado y sean sustituidas por aquellas que aumenten su eficiencia.

Las limitaciones a la práctica de la fertilidad orgánica

Tomando siempre en consideración que el referente son aún los fertilizantes minerales la fertilización con materiales orgánicos presenta una serie de problemas que no pueden obviarse:

- Es un fertilizante voluminoso, con baja concentración de nutrientes. Ello limita –por su valor fertilizante– la distancia óptima de transporte. Una gestión adecuada de la alimentación, el agua y las instalaciones –purines– puede reducir considerablemente el volumen por unidad de nutriente, mientras que hay que aplicar técnicas adecuadas para evitar las pérdidas de nutrientes, nitrógeno básicamente.
- Los fertilizantes orgánicos son con frecuencia productos heterogéneos. La heterogeneidad de ciertos fertilizantes orgánicos se ve agravada frecuentemente por su almacenamiento y por la falta de dispositivos de homogeneización en los depósitos.
- La composición de los fertilizantes orgánicos es con frecuencia desconocida. Existe una abundante literatura que muestra la relación entre composición de los estiércoles, purines, etc. y el sistema de alimentación (Tabla 6), especie, orientación productiva, etc.; dicha información es muy valiosa como guía, pero una práctica precisa de fertilización requiere un conocimiento más detallado de dicha composición por lo que los métodos rápidos de análisis –preferiblemente acoplados al equipo aplicador– son del todo necesarios y de gran futuro, no estando disponibles a gran escala.

- Los fertilizantes orgánicos sólidos son también, con frecuencia, heterogéneos desde el punto de vista físico. Obtener una distribución homogénea sobre el campo no resulta sencillo, lo que conduce a sobredosificar.
- La aplicación en el campo de fertilizantes orgánicos va asociada –no pocas veces– a emisiones de gases olfativamente ofensivos. Técnicas de tratamiento y aplicación mejoradas han de ayudar a superar este handicap.
- Efecto residual de los fertilizantes orgánicos. Estos presentan un efecto residual más acusado que los fertilizantes minerales, más dependientes de la mineralización de la materia orgánica; ello conlleva que deba adoptarse un enfoque diferenciado en esta fertilización.
- Se requiere una maquinaria más pesada que para los fertilizantes minerales y ello reduce las oportunidades –tiempo– de aplicación. Asimismo su aplicación en cobertera se ve grandemente limitada en muchos cultivos.

Tecnología de la fertilización

Resulta llamativa la escasa penetración que han tenido las modernas tecnologías en la práctica diaria de la fertilización orgánica. La denominada agricultura de precisión ha impulsado la introducción de la tecnología de la información, así como de otras tecnologías, que se han abierto escaso paso –por más que la demanda potencialmente existe– en la maquinaria utilizada por la mayoría de los agricultores que aplican fertilizantes orgánicos.

Visión técnica y pública sobre los fertilizantes orgánicos

Desde el campo técnico se ha tenido –y aún se tiene– una visión negativa de la fertilización con materiales orgánicos. Las dificultades de gestión explicarían en gran parte este punto de vista por parte de los técnicos agrícolas, mientras aquellos que se centran más en los aspectos ambientales olvidarían que la agricultura es una actividad productiva que requiere el empleo de fertilizantes y no prestarían suficiente atención a los efectos beneficiosos del aporte de materia orgánica y del reciclado de nutrientes.

Una visión más equilibrada sobre estos aspectos –a lo que sin duda contribuirá la tendencia a la baja de los precios agrícolas, el coste creciente de los recursos no renovables y una mejor comprensión de los procesos ambientales– ha de modificar la visión de estos técnicos. Ello producirá sin duda avances en la gestión así como una influencia en la actitud del público en general.

El papel de los análisis de suelos, plantas y materiales orgánicos en una fertilización orgánica

Algunos de los razonamientos expuestos con anterioridad ponen claramente de relieve el gran papel que tienen los análisis de suelos, plantas y materiales orgánicos cuando se desea llevar a cabo una fertilización orgánica que mantenga altos niveles de producción y de calidad ambiental (SECH, 2005).

Tabla 6.- Valores medios de la composición del purín de engorde según varios autores. (Fuente: Navés y Torres, 1999)

| | | Navés y Torres (n=90) 1994 | Costa Yagüe (n=25) 1991 | Ferre et al, (n=20) 1981 | Germon et al, (n=28) 1980 | Heduit et al, (n=26) 1997 | Tunnev et al, (n=20) 1975 | Ferrer (n=130) 1974 | Kahari (n=16) 1974 | Loehr (n=150) 1974 | Imbert ITP |
|-----------------------------------|-------------------|-------------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------|
| MS | Kg/m ³ | 111 | 52,8 | 87,46 | 57,0 | 82,0 | 80,0 | 35,0 | 60 | 40 | 50 |
| MM/MS | % | 33,5 | | 26,33 | | 31,0 | | 27,7 | | | 16 |
| N-T | Kg/m ³ | 7,65 | 4,6 | 5,95 | 4,95 | 8,1 | 4,3 | | | 4 | 4,5 |
| N-T/MS | % | 7,63 | | 7,73 | | 11,0 | | 11,0 | 6,8 | | |
| P/MF | Kg/m ³ | 2,85 | 1,50 | 2,30 | 1,80 | | | | | | |
| P ₂ O ₅ /MF | Kg/m ³ | 6,52 | 3,4 | 5,27 | | 7,1 | 4,1 | | | 2 | 2,3 |
| P ₂ O ₅ /MS | % | 5,89 | | 5,8 | | 8,1 | | 6,4 | 6,1 | | |
| K/MF | Kg/m ³ | 3,71 | 2,7 | 3,02 | 2,1 | | | | | | |
| K ₂ O/MF | Kg/m ³ | 4,47 | 3,2 | 3,64 | | 2,80 | 2,4 | | | 2 | 3 |
| K ₂ O/MS | % | 4,33 | | 4,99 | | 4,10 | | 4,9 | 5,4 | | |
| Ca/MS | % | 3,90 | | 3,5 | | 4,8 | | 3,37 | 2,6 | | |
| Mg/MS | % | 1,06 | | 0,7 | | 1,5 | | 0,891 | 0,7 | | |
| Na/MS | % | 0,68 | | 1,2 | | 1,1 | | 1,38 | 1,29 | | |
| Cu/MF | Kg/m ³ | 67,0 | 44 | 63,58 | 53,0 | | | | | | |
| Cu/MS | ppm | 624 | | 753,2 | | 838 | | 249 | 418 | | |
| Zn/MF | g/m ³ | 70,7 | 44 | 49,01 | 54,0 | | | | | | |
| Zn/MS | ppm | 658 | | 599,8 | | 1120 | | 1597 | 345 | | |
| Fe/MS | ppm | 3752 | | 1004 | | 2620 | | 1886 | 939 | | |
| Mn/MS | ppm | 407 | | 319,6 | 3,3 | | | | | | |
| Ca/MF | Kg/m ³ | 4,5 | | 3,61 | 3,3 | | | | | | |
| Mg/MF | Kg/m ³ | 1,16 | | 0,73 | 0,85 | | | | | | |
| Na/MF | Kg/m ³ | 0,72 | | 1,25 | 0,55 | | | | | | |

A los análisis clásicos de suelos, más tradicionales, hay que añadir otros como los de nitratos o de savia o de clorofila o de nitrógeno mineralizable como instrumentos potentes para ajustar la mineralización (Serra *et al.*, 1996). (Figura 6)

La necesaria calibración que requiere la interpretación de los análisis de suelos debe tomar asimismo en cuenta si la fertilización es de base orgánica, ya que en estos casos la dinámica del nitrógeno –y de otros nutrientes– se ve grandemente modificada.

Para un observador no avisado no deja de ser sorprendente el bajo número de análisis que se realizan en un entorno en que se gestiona una cantidad tan importante de nutrientes. Aumentar de manera muy significativa el número de análisis que se llevan a cabo es un prerrequisito para mejorar la gestión global de la fertilización.

Sistemas agrarios y códigos de buenas prácticas agrarias

Las buenas prácticas agrarias, en este caso relacionadas con la fertilización, buscan corregir los efectos medioambientales negativos que dichas prácticas conllevan, sea o no con un coste productivo y/o económico asociado. Por más que en muchos casos estas buenas prácticas son sencillas y aparentemente simples de implementar, a la hora de

introducirlas en los sistemas agrarios y en los itinerarios técnicos chocan con todo tipo de problemas, que se traducen en un bajo grado de implementación (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, UK, 1998; Ramos *et al.*, 1996; Ramos *et al.*, 2002).

Un mejor estudio de los itinerarios técnicos que conduzca a una mejor definición de las buenas prácticas y una política más decidida y proactiva por parte de la administración ha de permitir avances notables en su adopción.

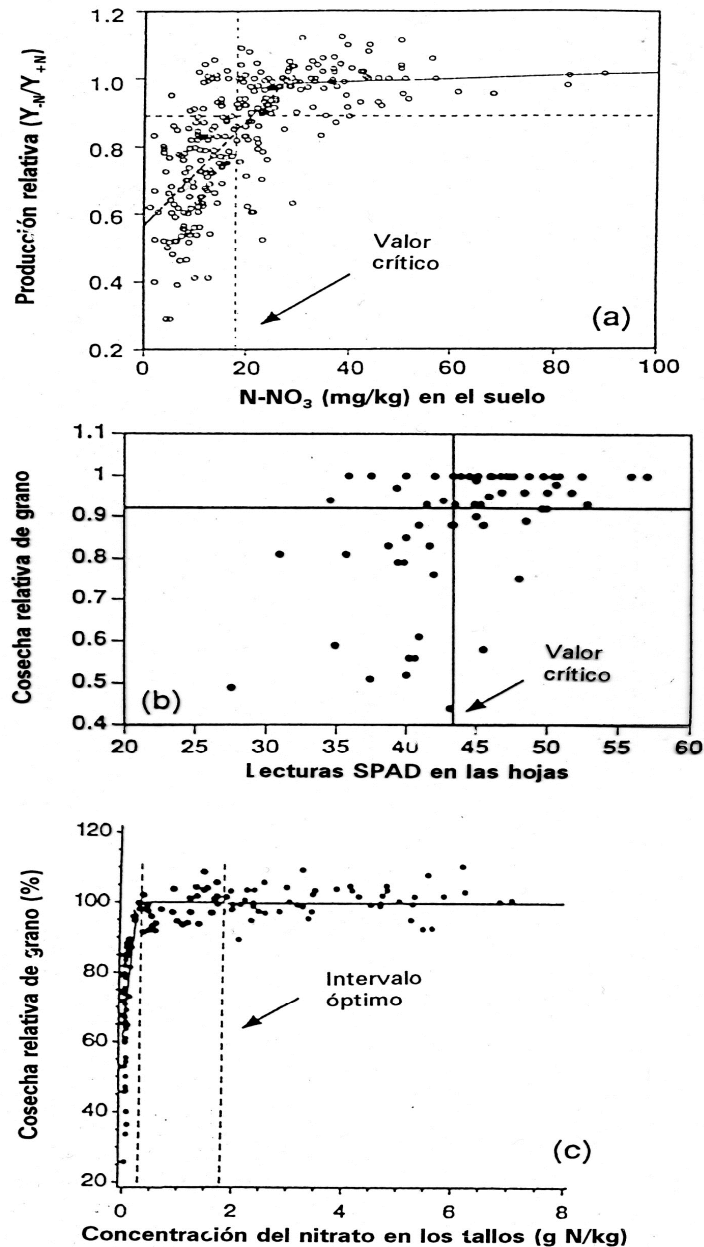


Figura 6.- Interpretación de distintos métodos de análisis para determinar la fertilización nitrogenada.

Fertilización orgánica en áreas de muy alta densidad ganadera

En áreas de muy alta densidad ganadera las dosis aplicadas de fertilizantes orgánicos se sitúan en los límites legales y en este contexto resulta muy difícil obtener buenos resultados agronómicos y ambientales. El sistema agrario en su conjunto responde, pero

dicha respuesta es muy lenta tal y como pone de relieve el consumo de fertilizantes nitrogenados en Cataluña que sería una región con elevada densidad ganadera y donde se han realizado grandes esfuerzos para mejorar la gestión de las deyecciones ganaderas; una respuesta similar se observa para el conjunto de datos del consumo de fertilizantes nitrogenados en la UE (EEA, 2005), mientras que España se hallaría en una situación donde no hay descanso, probablemente por la extensión del regadío (Figura 7).

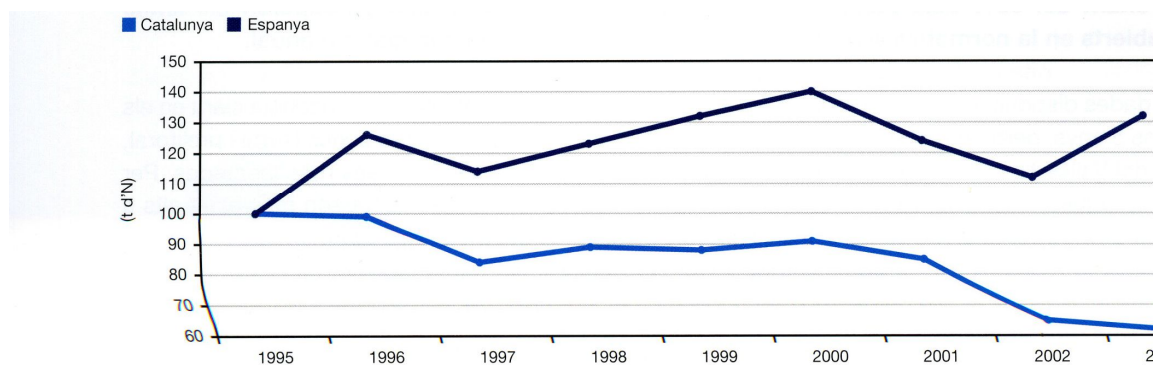


Figura 7.- Consumo de fertilizantes nitrogenados (t de N), evolución según índice 1995 =100.

Estas informaciones deben ser analizadas con gran cautela antes de obtener conclusiones definitivas, ya que las causas de estas tendencias son seguramente múltiples, pero en todo caso es evidente que hay un gran margen para aumentar la eficiencia global de los nutrientes –especialmente del nitrógeno– en los agroecosistemas. Conviene no olvidar, sin embargo, que este aumento de la eficiencia en el uso de los nutrientes tiene un límite impuesto por condicionantes internos del sistema y de gestión de los mismos.

A nivel de trabajo de campo se ha observado una tendencia similar de reducción (Sisquella *et al.*, 2004) en sistemas mixtos, más acusada aún en cultivos arbóreos (Sió *et al.*, 2001)

Es en estos lugares de máxima densidad donde se requiere disponer de más datos experimentales –cosa que no siempre sucede– para ajustar la fertilización y donde los instrumentos preconizados por los códigos de buenas prácticas agrarias deben ser usados con la máxima intensidad.

Siendo importante en todas partes, aquí lo es especialmente adoptar un enfoque no a nivel de parcela, sino a nivel de subcuenca y cuenca de drenaje para determinar aquellas dosis que sean admisibles para unos ciertos objetivos ambientales, generalmente definidos en términos de calidad del agua.

Esta es una situación que pone claramente de manifiesto la necesidad de la colaboración interdisciplinar para abordar un problema que va de la parcela a la cuenca de drenaje, diseñando sistemas de gestión que tengan en cuenta los procesos, y su magnitud, los cuales ocurren a diferentes escalas (Villar *et al.*, 2002).

La respuesta de los suelos a la fertilización

La modificación de las propiedades de los suelos –unas veces intencionada otras contra voluntad– es un aspecto central de la actividad agraria. Cada vez es más evidente que la

práctica totalidad de nuestros suelos han sufrido importantes alteraciones por la mano del hombre y ellas se extienden a áreas supuestamente poco alteradas, como sería la Amazonia, donde la evidencia sugiere cada vez más amplias acciones antrópicas que han alterado profundamente las propiedades de los suelos (“Terra preta do indio” / “Dark Earths”, Lehmann *et al.* 2003, Poch *et al.*, 2002). En nuestras condiciones los cambios más profundos se han debido a procesos de erosión o de mineralización de la materia orgánica, pero también la construcción de bancales ha permitido conservar suelos profundos o el regadío revertir la tendencia a disminuir el contenido de materia orgánica (Tabla 7).

Tabla 7.- Características de los suelos (0-20 cm) de diferentes sistemas agrícolas catalanes. Letras iguales indican que no hay diferencias significativas entre los sistemas agrícolas.

| <i>Sistema agrícola</i> | <i>pH</i> <i>1:2,5</i> | <i>CE 1:5</i> <i>(dS/m)</i> | <i>MO</i> <i>(%)</i> | <i>P</i> <i>(mg/kg)</i> | <i>K</i> <i>(mg/kg)</i> | <i>CaCO₃</i> <i>(%)</i> |
|--|---------------------------|--------------------------------|-------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------------------|
| I Horticultura muy intensiva en el Maresme | 7,36 b | 0,23 c | 2,26 be | 52,0 b | 151 cd | 1,5 f |
| II Horticultura intensiva en el delta del Llobregat | 8,29a | 0,46a | 2,37 b | 69,2a | 296a | - |
| III Fruteros en regadío en la Depresión Central | 8,19 a | 0,31 be | 2,28 be | 50,3 b | 228 b | 25,4 d |
| IV Cultivos herbáceos (cereales y forrajes) en regadío en la Depresión Central | 8,14a | 0,42 ab | 2,10bcd | 50,2 b | 279a | 27,6 c |
| V Prados y cereales en la Cerdanya | 6,66 c | — | 4,51 a | 15,3 d | 120 d | 0,7 f |
| VI Secano fresco de almendro y cereal del Pallars Jussà | 8,19a | 0,25 c | 1,94cd | 77,9a | 286a | 40,4a |
| VII Secano cerealista fresco del Berguedà | 8,16a | 0,21 c | 2,04 bcd | 32,5 c | 191 be | 20,7 e |
| VIII Secano cerealista de la Segarra | 8,20a | 0,38 ab | 1,99 bcd | 33,4 c | 219 b | 32,6 b |
| IX Secano vitícola y cerealista del Corb | 8,31 a | 0,20 c | 1,85 d | 31,9 c | 244 ab | 39,3a |

Fuente: Virgili (1994)

No existe suficiente información y de manera sistemática sobre los efectos sobre nuestros suelos de las prácticas de fertilización con materiales orgánicos. Alcañiz *et al.* (2005) recogen diversos trabajos sobre el contenido de carbono orgánico en diversos sistemas agrarios sin que sea posible ir mucho más allá que indican la importancia de las condiciones climáticas, secano/regadío, pero también la fertilización orgánica o mineral y el manejo del suelo (frutales). En un estudio más detallado Torres *et al.* (2001) observan claramente los incrementos en materia orgánica, pero también en potasio y fósforo, que es evidentemente un claro marcador y estos efectos no se restringen sobre los primeros 30 cm sino que claramente alcanzan, aun para el fósforo en suelos calcáreos, 60 cm. (Tabla 8).

Tabla 8.- Ejemplos de reservorios de carbono en los suelos de Cataluña.

| Zona | Usos dominantes del suelo | Superficie estudiada (ha) | Perfiles (nº) | Espesor medio (cm) | COS (Mg ha ⁻¹) | CIS (Mg ha ⁻¹) | Observaciones | Fuente |
|---------------------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------|--------------------|----------------------------|----------------------------|--------------------------------------|----------------------------|
| La Garrotxa y Baix Empordà | Agrícolas | 4.300 | | | 200 (20-270) | | Mapa suelos 1:25.000 Cataluña, DARP | Palou <i>et al.</i> , 2002 |
| Solsonès | Forestales | 2.100 | 23 | 51 | 149 (13-585) | 226 – 614,2 | Efectos del cambio de usos del suelo | Castelló, 1998 |
| Coma de Burg (Pallars Sobirà) | Forestales | 3.072 | 47 | 55 | 81 (19-276) | | Efectos del cambio de usos del suelo | Jiménez, 2004 |
| Actividades extractivas a todos lados | Matorrales | 100 | 27 | 33 | 13 (2-57) | | Sin enmiendas orgánicas | Alcañiz y Ortiz, 2003 |
| Actividades extractivas a todos lados | Matorrales | 300 | 57 | 20 | 19 (15-31) | | Algunos con abonado orgánico | Ortiz y Alcañiz, 2001 |
| Litoral y Prelitoral calcáreo | Forestal | 50 | 9 | 20 | 51 | | | Ortiz y Alcañiz, 2001 |
| Isona | Agrícola cereales | 1.200 | 42 | 20 | 28,8 | | | Sabria, 1991 |
| Berguedà | Agrícola cereales | 1.400 | 87 | 20 | 32,6 | 70,4 | | DARP, 1991 |
| Segarra | Agrícola cereales | 12.450 | 249 | 20 | 31,8 | 110,8 | | DARP, 1990 |
| Segarra | Agrícola cereales | 7.100 | 71 | 20 | 24 | | | LAF, 1994 |
| Vall del Corb (Urgell) | Agrícola cereales | 11.450 | 229 | 20 | 29,6 | 134,6 | | DARP, 1997 |
| La Cerdanya | Agrícola cereales | 500 | 28 | 20 | 70,4 | 7,5 | | Sierra, 1987 |
| La Cerdanya | Forrajes y prados | 2.500 | 100 | 20 | 72 | 1,0 | | Sierra, 1987 |

| | | | | | | | | |
|-----------------------|-------------------|---------|-----|----|------|-------|-----------------------|---------------|
| Pla d'Urgell | Agrícola cereales | 30.000 | 44 | 20 | 38,4 | | Abonado orgánico | Torres, 1994 |
| Pla d'Urgell | Agrícola cereales | 30.000 | 44 | 20 | 30,4 | | Abonado mineral | Torres, 1994 |
| Pla de Lleida | Agrícola cereales | 6.600 | 95 | 25 | 40 | | Abonado orgánico | LAF, 1995 |
| Pla de Lleida | Agrícola cereales | 6.600 | | 20 | 32 | | Extensivos de regadío | LAF, 1995 |
| Maresme | Agrícola cereales | 5.100 | 100 | 20 | 36,2 | | | Virgili, 1994 |
| Viladecans | Agrícola cereales | 2.000 | 50 | 20 | 37,9 | | | DARP, 1988 |
| Pla de Lleida | Agrícola cereales | 56.285 | | 20 | 36,5 | 86,4 | Fruta dulce | DARP, 1990 |
| Pla d'Urgell y Segrià | Agrícola cereales | 30.000 | 93 | 25 | 25,6 | | Fruta dulce | LAF, 1994 |
| Camp de Tarragona | Agrícola secano | 13.471 | 30 | 20 | 22,6 | 20,1 | Viña | DARP, 1991 |
| Alt Penedès | Agrícola secano | 500 | 25 | 20 | 23,5 | 93,8 | Viña | DARP, 1991 |
| Conca de Barberà | Agrícola secano | 6.000 | 70 | 20 | 20,5 | 173,7 | | DARP, 1991 |
| Zonas de montaña | Pasturas | 126.547 | 18 | 25 | 56 | | | MAPA, 2000 |

Fuente: recopilación de datos de trabajos de suelos del DARP y de estudios locales de procedencia diversa. Las notas que hacen referencia al DARP, corresponden a los estudios de zona correspondientes al Inventario de Suelos de Cataluña y al año en que se llevaron a cabo. Las del LAF, a estudios de suelos desarrollados por el Laboratorio de Análisis y Fertilidad de Sidamon (Lleida).

Un aspecto importante cara a la planificación de la fertilización es la dinámica del nitrógeno en suelos fertilizados orgánicamente. Nuestro conocimiento es insuficiente, pero una clave es conocer esta velocidad de mineralización ya que las propiedades básicas se ven fuertemente afectadas (Tabla 9).

Tabla 9.- Efecto de la aplicación de subproductos ganaderos en el suelo en dosis elevadas comparado con el abonado mineral para diferentes propiedades del suelo y diferentes profundidades.

| Profundidad (cm) | Tratamiento | pH | N Kjeldahl (%) | Nitratos (kg ha ⁻¹ y 30 cm) | P Olsen (mg kg ⁻¹) | K asimilable (mg kg ⁻¹) | m.o. (%) |
|------------------|----------------------------|-------|----------------|--|--------------------------------|-------------------------------------|----------|
| 0-30 | Sin subproductos ganaderos | 8,5 a | 0,11 b | 40 b | 18 b | 145 b | 1,94 b |
| | Con subproductos ganaderos | 8,9 b | 0,14 a | 115 a | 77 a | 318 a | 2,42 a |
| 30-60 | Sin subproductos ganaderos | 8,6 a | 0,07 a | 20 b | 5 b | 108 b | - |
| | Con subproductos ganaderos | 8,6 b | 0,08 a | 65 a | 14 a | 167 a | - |

PLANES DE FERTILIZACIÓN

Bajo la denominación de planes de fertilización o nombres similares (planes de gestión, planes de gestión de nutrientes, ...) (Shepard, 2005) se ha popularizado un instrumento que se considera básico a la hora de abordar la fertilización en áreas de actividad agraria intensiva y en las cuales existe o hay el riesgo de que puedan existir conflictos ambientales.

El concepto y fundamento de los planes de fertilización es siempre el mismo. La problemática se asocia a un nutriente, generalmente el nitrógeno y en algunos casos el fósforo, cuya gestión se desea optimizar a nivel de explotación y bajo un doble punto de vista: agrario y ambiental.

Los planes de gestión son igualmente aplicables a explotaciones agrícolas, agrícolas-ganaderas o puramente ganaderas, por más que el enfoque que se da a los nutrientes varía según su origen (de la ganadería o manufacturado), pero también de hasta que punto hay necesidad de deshacerse del material que contiene los nutrientes.

En el caso de las explotaciones ganaderas en Cataluña el plan de gestión que se les requiere tiene dos niveles:

- Los denominados planes de gestión de deyecciones ganaderas que tienen que prever las superficies agrícolas, y/o los sistemas de tratamiento y de almacenamiento necesarios para las explotaciones ganaderas en función de su orientación, sistema y capacidad productiva. El enfoque que se le da es que sean instrumentos robustos adaptables a situaciones agronómicas, meteorológicas, etc., cambiantes; no puede obviarse las dificultades en lograrlo y en alcanzar un equilibrio.
- Los planes de fertilización que son anuales en los que el agricultor debe ajustar la fertilización a la situación específica de cultivos del año en cuestión (Sió *et al.*, 1998).

Los planes son un instrumento básico para avanzar en una correcta fertilización, mientras que los planes de gestión de deyecciones responden al concepto de “infraestructura”, y son sin duda el instrumento básico para diseñarlos, los planes de fertilización responden más al concepto de “gestión” e inciden en el detalle de la aplicación.

El examen de los criterios empleados en diversos países (De Clercq *et al.*, 2001) para diseñar los planes de gestión o de nutrientes pone de manifiesto la dificultad de lograr un equilibrio entre objetivos productivos y ambientales. La modificación de los criterios cuando los objetivos ambientales no se logran parece una práctica no infrecuente, mientras que al funcionamiento interno de los agroecosistemas se le presta menos atención.

La Tabla 5 pone de manifiesto que las mayores mejoras en la reducción de las emisiones (eficiencia) se obtienen en el terreno de la fertilización; ello justifica la aseveración inicial de que es el campo donde más debe invertirse en un enfoque pluridisciplinar.

REFERENCIAS

- Abad A., Lloveras J. y Michelena A. (1996). Efecto del abonado nitrogenado en la producción y calidad del trigo y en el contenido en nitratos residuales del suelo. A: *Seminari; Dinàmica del nitrogen en el sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació biològica de nutrients en aigües residuals*. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Lleida. pp 49-77.
- Antúnez M., Boixadera J., Teira R.M., Flotats X. y Porta J. (1996a). Dynamics of nutrients in a grassland in the humid North-East of Spain upon application of pig slurry. A: M.K. van Ittersum, G.E.G.T. Venner, S.C. van de Geijn, T.H. Jetten (eds.) *Book of Abstracts 4th ESA-congress*. Volume I, 322-323.
- Antúnez M., Boixadera J. y Porta J. (1996b). Efecte de l'aplicació de purins de porc en el moviment i el rentat de nitrats: Aplicació a la finca el Cros (Santa Pau) de la zona volcànica de la Garrotxa. A: *Seminari; Dinàmica del nitrogen en el sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació biològica de nutrients en aigües residuals*. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Lleida. pp 83-85.
- Arbonés A., Sió J., Ortiz C., Pérez M., Planes M. y Boixadera J. (2004). Aplicación de purines de ganado porcino en almendro. *Fruticultura Profesional*, **147**, 71-79.
- Austin R.B., Cantero-Martínez C., Arrúe J.L., Playán E. y Cano-Marcellán P. (1998). Yield-rainfall relationships in cereal cropping systems in the Ebro river valley of Spain. *European Journal of Agronomy*, **8**, 239-248.

- Boixadera J., Bosch A. y Teira M.R. (2006). *Jornada Tècnica. Camp experimental d'Oliola (Lleida)*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca. Generalitat de Catalunya. Lleida. 57 p.
- Bosch A. y Boixadera J (2006). Fertilización, sostenibilidad y calidad alimentaria. A: *Simposio internacional de nutrición vegetal. La nutrición vegetal en el siglo XXI*. Feria de Sant Miquel de Lleida.
- Daudén A., Quílez D. y Vera M.V. (2004). Waste management: Pig slurry application and irrigation effects on nitrate leaching in Mediterranean soil lysimeters. *J. Environ. Qual.*, **33**, 2290-2295.
- De Clercq P., Gertsis A.C., Hofman G., Jarvis S.C., Neeteson J.J. y Sinabell F. (2001). *Nutrient Management Legislation in European Countries*. Department of Soil Management and Soil Care, Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences. The Netherlands. 347 p.
- Departament de Medi Ambient i Habitatge (2006) *Informe sobre medi ambient i desenvolupament sostenible*. Catalunya 2005. Generalitat de Catalunya. Barcelona. 191 p.
- Domingo F., Boixadera J., Bosch A. y Flotats X. (1996). Optimizing the use of pig slurry in irrigated rotations of cereals in calcareous soils of the semiarid zone of the Ebro Valley (Spain). A: M.K. van Ittersum, G.E.G.T. Venner, S.C. van de Geijn, T.H. Jetten (eds.) *Book of Abstracts 4th ESA-congress*. Volume I: 340-342.
- Ferrer F., Villar J.M. y Stockle C.O. (2000) Evaluación del modelo de simulación CropSyst para maíz de regadío en el Valle del Ebro. *Invest. Agr.: Prod. Prot. Veg.*, **15** (3), 237-251.
- Ferrer F., Villar J.M., Villar P., Aran M. y Stockle C.O. (1997). Analyzing environmental side effects derived from applying recommended N fertilizer rates based on the N-Min method with a cropping systems simulation model. A: *Fertilization for sustainable plant production and soil fertility. 11th World Fertilizer Congress of CIEF*. Gent, Belgium, pp. 277-284.
- Garrabou R. (2004). Sobre el canvi tècnic en la gestió de l'aigua a les zones àrides i semiàrides. A: L. Argemí, M. Rodríguez (coord.) *L'agricultura moderna: de l'alimentació al medi ambient*, Universitat de Barcelona, Barcelona, pp.47-81.
- Guillaumes E., Carrasco I. and Villar J.M. (2006). Response of wheat to additional nitrogen fertilizer application after pig slurry on over-fertilized soils. *Agron. Sustain. Dev.*, **26**, 127-133.
- Irañeta I., Santos A., Segura A., Sáez R., Delgado J. and Benito A. (2000). Fertilización fosfo-potásica de cultivos extensivos. *Navarra Agraria*, **120**, 18-30.
- Lehmann J., CERN D.C., Glaser B. y Woods. W. (2003) Amazonian Dark earths. Ed. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Llebot E. (ed.) (2005) *L'estat del medi ambient a Catalunya*. Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA). Universitat Autònoma de Catalunya. Barcelona. 336 p.
- Llebot E. (ed.) (2005) *Informe sobre el canvi climàtic a Catalunya*. Consell assessor per al Desenvolupament Sostenible. Generalitat de Catalunya. 815 pp.
- Lloveras J., Arán M., Villar P., Ballesta A., Arcaya A., Vilanova X., Delgado I. and Muñoz F. (2004). Manure management: Effect of swine slurry on alfalfa production and on tissue and soil nutrient concentration. *Agron. J.*, **96**, 986-991.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (UK). (1998). *Code of good agricultural practice for the protection of soil*, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London, UK. 60 p.

- Navés J. y Torres C. (1999) Composició fisicoquímica i valor fertilitzant del purí de porc procedent d'explotacions porcínes de la comarca del Pla d'Urgell. A: J. Boixadera y A. Cortés (coord.) *Problemes moderns en l'ús dels sòls: nitrats. Dossiers Agraris*. Institució Catalana d'Estudis Agraris (ICEA). Barcelona.
- Ortiz C., Bosch A. and Boixadera J. (2006). Nitrogen pig slurry effects in a dry land cereal system. *Plant Research International B.V.*, **116**, 157-159.
- Ortuzar-Iragorri M.A., Alonso A., Castellón A., Besga G., Estavillo J.M. and Aizpurua A. (2005). N- Tester use in soft winter wheat: Evaluation of nitrogen status and grain yield prediction. *Agron. J.*, **97**, 1380-1389.
- Poch R.M., Boixadera J., Antúnez M. (2002) Anthrosols of Llanos de Moxos. Macromorphology meeting. Ghent.
- Pujol J. (2006). Els processos de canvis tècnics i el desenvolupament de noves activitats agroindustrials i alimnetaries. A: Garrabou R. (coord.) *Història agrària dels Països Catalans. (Volum 4) Segles XIX-XX*. Fundació Catalana per la recerca i la innovació i Universitats dels països Catalans. Barcelona.
- Ramos C., Garrido S. y Angel J. (1996). Efectos de los fertilizantes en la calidad del agua. A: S. Garrido (ed.). *Prácticas agrarias compatibles con el medio natural. El Agua*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, pp. 261-280.
- Ramos C., Agut A. y Lidón A.L. (2002). Nitrate leaching in important crops of the Valencian Community region (Spain). *Environmental Pollution*, **118**, 215-223.
- Serra J., Teixidor N., Sió J. y Boixadera J. (1996). Utilització del contingut de nitrogen nítric del sòl i de la concentració de nitrats del suc de la base de les tiges com a mètodes per a la millora de la gestió de l'adobat nitrogenat, en el conreu del bla tou (*Triticum aestivum* L.). A: *Seminari; Dinàmica del nitrogen en el sòl. 2n Curs d'Enginyeria Ambiental: Eliminació biològica de nutrients en aigües residuals*. Departament de Medi Ambient i Ciències del Sòl. Universitat de Lleida. Lleida. pp 37-41.
- Shepard R. (2005). Nutrient management planning: Is it the answer to better management? *Journal of soil and water conservation*, **60** (4), 171-176.
- Sió J., Serra J., López A., Boixadera J. y Teixidor N. (1998). *Gestió de l'adobat nitrogenat en el conreu dels cereals d'hivern*. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca i Fundació Mas Badia. 6 p.
- Sisquella M., Lloveras J., Álvaro J., Santiveri P. y Cantero C. (2004). *Tècniques de cultiu a la producció de panís, blat i alfals en regadiu a la Vall de l'Ebre*. Fundació catalana de Cooperació. Lleida. 105 p.
- Sociedad Española de Ciencias Hortícolas (SECH). (2005). *Sistemas de recomendación de abonado. I Jornadas del Grupo de Fertilización de la SECH*. Universidad Politécnica de Valencia. 229 p.
- Tello E. (2004) Desenvolupament sostenible a l'agricultura: evolució històrica i criteris operatius. A: L. Argemí y M. Rodríguez (coord.) *L'agricultura moderna: de l'alimentació al medi ambient*, Universitat de Barcelona, Barcelona, pp.83-152.
- Villar J.M., Villar P., Stockle O. Ferrer F. y Arán M. (2002). On-Farm monitoring of soil Nitrate-Nitrogen in irrigated cornfields in the Ebro Valley (Northeast Spain). *Agron. J.*, **94**, 373-380.

Tecnologías aplicables en el tratamiento de las deyecciones ganaderas: un elemento clave para mejorar su gestión.

A. Bonmatí^{1,2}, A. Magrí³,

¹ Laboratori d'Enginyeria Química i Ambiental. Universitat de Girona, Campus Montilivi s/n, 17071 Girona.

² Agència de Residus de Catalunya, Dr Roux 80, 08017 Barcelona (E-mail: abonmati@gencat.net)

³ GIRO Centro Tecnológico, Rambla Pompeu Fabra 1, 08100 Mollet del Vallès, Barcelona (E-mail: albert.magri@giroct.irta.es)

Resumen

Gestionar correctamente las deyecciones ganaderas no solo es imprescindible para mejorar su eficiencia como abono y para prevenir problemas de contaminación sino también para evitar los frecuentes problemas de convivencia entre los ganaderos-agricultores y la población. Los sistemas de tratamiento son una herramienta a considerar para mejorar esta gestión. Cuando la estrategia de tratamiento elegida es adecuada a las circunstancias particulares y estos se operan correctamente, el estado de desarrollo de la tecnología permite asegurar buenos rendimientos. Cabe destacar también, que en el ámbito científico se siguen desarrollando nuevos sistemas de tratamiento con unas perspectivas muy alentadoras como son el proceso anammox o la generación de bioelectricidad. En este artículo se recogen los principales sistemas de tratamiento que se aplican a las deyecciones ganaderas indicando brevemente sus limitantes y oportunidades. A pesar de la de la fiabilidad tecnológica que actualmente ofrecen los sistemas de tratamiento, estos no se han extendido tanto como cabía esperar. Los altos costes derivados de la implantación y explotación de los sistemas de tratamiento son, tal vez, el escollo más importante a superar.

Palabras Clave

Tecnologías de tratamiento, deyecciones ganaderas, purines, estiércol, recuperación / eliminación de nutrientes, producción de energía.

INTRODUCCIÓN

Durante la segunda parte del siglo XX la ganadería europea se transformó en una industria moderna y eficiente, no obstante, las perspectivas de crecimiento se han visto limitadas por un gran aumento en los problemas ambientales (contaminación del agua, suelo y aire) asociados a la alta producción de deyecciones ganaderas (Burton y Turner, 2003).

La agricultura y la ganadería han sido durante muchos años actividades complementarias. En esta coyuntura, las deyecciones ganaderas eran un recurso valioso para el abono de las tierras de cultivo (de hecho era la única fuente de nutrientes hasta la revolución verde) y permitía cerrar el ciclo de materia (Magrí *et al.*, 2006). La profunda transformación del sector ganadero, con la aparición de la ganadería intensiva, ha hecho que ambas actividades productivas se desligaran cada vez más, transformando en algunas ocasiones, lo que antes era un recurso en un residuo difícil de gestionar.

Una gestión correcta de las deyecciones ganaderas requiere una planificación que debe incluir como mínimo: acciones para reducir el caudal y la concentración; sistemas de almacenamiento para adecuar la generación de deyecciones con la demanda de nutrientes de los cultivos; su aplicación agrícola según los requerimientos de los cultivos; y su planificación temporal considerando, entre otras cosas, las restricciones temporales (épocas del año donde no se puede o no es conveniente aplicar las deyecciones).

A pesar que la prioridad sigue siendo su uso como fertilizante, diversos factores pueden hacer recomendable, o incluso necesario, la implantación de un sistema de tratamiento. De esta manera nos podemos encontrar en situaciones en que el ganadero no dispone de tierras suficientes, o estas están muy alejadas, o tienen un difícil acceso; o situaciones en que por problemas de malos olores puede ser recomendable la implantación de un sistema de tratamiento.

¿Qué es un tratamiento?

Un tratamiento es una operación o conjunto de operaciones que cambian las características físicas, químicas o biológicas de un residuo con el objetivo de: neutralizar las sustancias tóxicas, recuperar materiales valorizables, facilitar su uso como fuente de energía o favorecer su disposición al rechazo. El objetivo final del tratamiento ha de ser el de aumentar las posibilidades de gestión del residuo o de los productos resultantes.

La idoneidad de un proceso dependerá del contexto en que se encuentre la explotación, de las necesidades manifestadas en estudios preliminares, de la planificación de la gestión, de la calidad del producto obtenido y de los costes económicos asociados (costes de implantación y de explotación así como posibles ingresos de la venta del producto final).

Escala de tratamiento: centralizado/individualizado

La definición de la escala de tratamiento (individual o colectivo, municipal o mancomunado), dependerá de múltiples factores: necesidades detectadas, costes de inversión y explotación, economía de escala, posibilidad de venta de los productos finales obtenidos, idiosincrasia del ganadero, factores sociales (cada vez es más frecuente el rechazo social de las infraestructuras de tratamiento de residuos), etc.; siendo muy difícil generalizar. De esta manera encontramos experiencias con un gran éxito como son las plantas centralizadas de digestión anaerobia en Dinamarca (DEA, 1995; DIAFE, 1999; BD-USD, 2000), pero también experiencias muy negativas en países como Holanda (Rulkens *et al.*, 1999).

Frente a los sistemas de tratamiento centralizados, los tratamientos en origen (en la explotación) se presentan como una buena alternativa, no obstante, es necesario considerar una serie de factores importantes: los bajos caudales tratados implica, en muchos casos, un funcionamiento discontinuo de equipos diseñados originalmente para funcionar en continuo, necesidad de un control especializado, nuevos costes en la

contabilidad de la explotación (analíticas, reactivos, asesoría, etc.) y nuevas tareas que pueden interferir con las tareas habituales del ganadero, entre otros.

Estrategia de tratamiento en base al producto

Se entiende por estrategia de tratamiento la combinación de procesos con el fin de alcanzar un objetivo determinado. No existe una estrategia de tratamiento única, la idoneidad de una u otra y la posibilidad de éxito, se verá influenciada por las condiciones del entorno, los objetivos planteados y la escala de tratamiento.

Para definir que estrategia de tratamiento es la más adecuada en una circunstancia determinada, se debe partir de la definición clara del problema a resolver (p.ej.: problemas de malos olores, exceso de nitrógeno, etc.), y del objetivo que debe cumplir el sistema de tratamiento (p.ej.: eliminar el 50% de la materia orgánica, eliminar el 70% de nitrógeno amoniacal, etc.).

En un escenario en que hay equilibrio entre la producción anual de residuos ganaderos y las necesidades de los cultivos, la construcción estratégica de balsas de homogenización y una correcta planificación, pueden ser suficientes para gestionar correctamente los residuos orgánicos generados. Si se plantean otros objetivos como el de cubrir consumos propios de energía y controlar los malos olores, o estabilizar la materia orgánica, tratamientos como la digestión anaerobia o el compostaje también pueden ser interesantes.

En aquellas situaciones en que existe un excedente de nitrógeno y un equilibrio para el resto de los nutrientes, es necesario incluir en la estrategia de tratamiento algún proceso que actúe sobre el nitrógeno, eliminándolo o recuperándolo. En un contexto en que la tendencia es cerrar ciclos, los procesos de recuperación de nutrientes (p.ej.: *stripping* /absorción) deberían priorizarse frente a los de eliminación. En este caso los beneficios económicos que se puedan obtener de la venta de los productos finales obtenidos (aguas amoniacales, sales de amonio,...) determinaran en gran medida las posibilidades de éxito.

Los procesos de eliminación como la nitrificación-desnitrificación (NDN) también puede tener un papel importante en el tratamiento de la fracción líquida de residuos con alto contenido de nitrógeno amoniacal, sobretodo en aquellas circunstancias donde la economía de escala no permite la implantación de un sistema de recuperación.

Finalmente, cuando existe un excedente estructural de nutrientes (nitrógeno y fósforo), son necesarias estrategias que tengan como objetivo la obtención de productos con un alto valor añadido y una demanda en el mercado de fertilizantes orgánicos y/o minerales, que justifique económicamente el transporte y el control de la calidad del producto. En el caso que se obtenga un producto seco, las características deseables son:

- estabilidad: mínima concentración de materia orgánica fácilmente biodegradable,
- mínimo volumen con la máxima concentración de nutrientes,
- relación N:P:K adecuada, en todo caso conocida y constante,
- mínima concentración de metales pesados y tóxicos,
- higienizado: presencia nula de patógenos, semillas, larvas o huevos de insecto,
- olor agradable, en todo caso que no recuerde su origen.

La composición del producto final obtenido, dependerá en gran medida de la materia prima, de su composición y variabilidad temporal, de la tecnología aplicada y del ajuste del proceso, por lo tanto no se pueden generalizar calidades concretas.

CARACTERÍSTICAS DE LAS DEYECCIONES GANADERAS

Un paso previo al estudio de posibles estrategias de gestión y tratamiento de un residuo determinado, es su caracterización en cuanto a: composición y variabilidad (ya que determinan que estrategias de tratamiento son susceptibles de ser aplicadas), volumen que se genera (permite determinar la magnitud del problema), y su distribución territorial (permite decidir que tipo de gestión y escala de tratamiento es aplicable: individualizada o centralizada).

En el caso de las deyecciones ganaderas, la idoneidad de una determinada estrategia de tratamiento varía mucho en función de si se trata de un estiércol o un purín. El contenido en agua de las deyecciones es lo que diferencia el estiércol (bajo contenido en agua) del purín (alto contenido en agua).

No es fácil tipificar la composición de estiércoles y purines. Influyen muchos factores: especie animal, estado fisiológico, alimentación, sistema de manejo, gestión del agua, sistemas de limpieza, época del año, etc. A modo de ejemplo, la Tabla 1, muestra el rango de valores típicos para la composición de purines de cerdo.

Tabla 1. Composición, sobre materia fresca, de purines de cerdo (Bonmatí, 2001)

| Parámetro | Unidades | Mínimo | Máximo | Media |
|----------------------------|-------------------------|--------|--------|-------|
| pH | - | 6,56 | 8,70 | 7,68 |
| Alcalinidad total | g CaCO ₃ /kg | 5,08 | 59,25 | 21,47 |
| Sólidos totales | g/kg | 13,68 | 169,00 | 62,16 |
| Sólidos volátiles | g/kg | 6,45 | 121,34 | 42,33 |
| Demanda química de oxígeno | g O ₂ /kg | 8,15 | 191,23 | 73,02 |
| Nitrógeno total Kjeldhal | g N/kg | 2,03 | 10,24 | 5,98 |
| Nitrógeno amoniacal | g N/kg | 1,65 | 7,99 | 4,54 |
| Nitrógeno orgánico | g N/kg | 0,40 | 3,67 | 1,54 |
| Fósforo | g P/kg | 0,09 | 6,57 | 1,38 |
| Potasio | g K/kg | 1,61 | 7,82 | 4,83 |
| Cobre | mg Cu/kg | 9 | 192 | 40 |
| Zinc | mg Zn/kg | 7 | 131 | 66 |

A la hora de decidir sobre la gestión, la aplicación agrícola, y los posibles tratamientos aplicables a los purines, es necesario considerar las siguientes características:

- Gran *variabilidad* en la composición, sobretodo de N, P y K. Para cubrir los requerimientos de los cultivos es imprescindible conocer con precisión las concentraciones de estos macronutrientes en el residuo ganadero a aplicar (Aran, 2001). Asimismo, la relación entre estos tres nutrientes no acostumbra a ser la adecuada a las necesidades de los cultivos. Esto implica la necesidad de elegir el criterio más limitante (criterio nitrógeno, criterio fósforo, etc.) para calcular las dosis de abonado y evitar problemas de contaminación por sobredosis de nutrientes (Gil, 2001; Pinto *et al.*, 2001).

Concentración de materia orgánica (este parámetro se mide a partir de los sólidos volátiles o la demanda química de oxígeno). El almacenamiento en las fosas o balsas durante períodos prolongados de tiempo, supone la volatilización

de compuestos orgánicos volátiles y por lo tanto reduce su disponibilidad para tratamientos posteriores que requieran materia orgánica biodegradable como son la digestión anaerobia o la desnitrificación.

En el caso de aplicación agrícola, a pesar de que el contenido en materia orgánica es bajo si se quiere utilizar como enmienda orgánica, su concentración es suficientemente elevada para que sea aconsejable un tratamiento de estabilización antes de su aplicación al suelo. De esta manera, también se evitan malos olores y emisiones a la atmósfera de compuestos volátiles durante su aplicación.

- *Presencia de metales pesados (Cu y Zn)*. La presencia de metales pesados como son el cobre y el zinc (procedentes de la formulación de los piensos), puede implicar que aplicaciones continuadas en una misma parcela provoque la acumulación de estos metales (LAF, 1999). Asimismo, altas concentraciones pueden llegar a provocar fenómenos de inhibición o toxicidad en los sistemas de tratamiento biológico.
- *Concentración de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$)*. La alta volatilidad, así como su rápida oxidación a nitratos es un hecho a considerar en su aplicación agrícola para evitar episodios de contaminación. Cabe destacar que en el momento de su generación, las deyecciones ganaderas no contienen concentraciones destacables de nitratos. Estos se forman con posterioridad a su aplicación agrícola, al oxidarse biológicamente el amonio a nitratos en los primeros centímetros del suelo. Asimismo, altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, pueden provocar fenómenos de inhibición en procesos como la digestión anaerobia (Angelidaki y Ahring, 1994).
- *Contenido elevado de agua*, superando fácilmente el 90%. Este hecho es el factor más limitante para el transporte del purín, ya que el coste de transporte y aplicación es elevado en relación a su contenido en nutrientes. Así mismo, limita el momento de aplicación, el cual normalmente se realiza previo a la implantación del cultivo (abonado de fondo), alargando su tiempo de permanencia en el suelo, y por tanto las posibilidades de pérdidas de nitrógeno por infiltración (Carrasco y Villar, 2001).
- *Elevada capacidad tampón* (resistencia a la modificación del pH). Esto puede favorecer procesos de tratamiento como la nitrificación o la digestión anaerobia, pero dificulta otros que requieren una modificación del pH.

Ante estas características y considerando su doble condición *fertilizante-contaminante*, el tratamiento de las deyecciones ganaderas puede resultar una herramienta muy útil para aumentar la capacidad de gestión y mejorar sus características como producto de calidad con un importante valor nutricional para los cultivos.

TECNOLOGÍAS DE TRATAMIENTO

No hay ningún tratamiento que haga desaparecer completamente el purín o el estiércol. Los únicos componentes que se pueden eliminar mediante su transformación a compuestos gaseosos inocuos para el medio ambiente son: el agua (se transforma en

vapor de agua), la materia orgánica (se transforma a CO₂⁵), y el nitrógeno (se transforma nitrógeno molecular N₂). El resto de componentes únicamente se pueden separar o concentrar (Magrí *et al.*, 2006).

En la Tabla 2 se enumeran los posibles procesos susceptibles de ser aplicados en el tratamiento de las deyecciones ganaderas. Estos se han agrupado según la característica que se ha considerado más relevante. Notar que la clasificación no es inequívoca pero resulta útil para identificar el objetivo principal de los tratamientos, sin que eso implique que el proceso pueda tener otros objetivos.

Tabla 2. Síntesis de operaciones aplicables al tratamiento de las deyecciones ganaderas

| Objetivo principal | Proceso |
|---|---|
| <i>Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas</i> | Incorporación de aditivos Separación sólido-líquido Electrocoagulación Membranas / Osmosis inversa |
| <i>Tratamientos de estabilización de la materia orgánica</i> | Compostaje Digestión aerobia autotérmica (ATAD) Ozonización |
| <i>Tratamientos con producción de energía</i> | Digestión anaerobia Conversión termoquímica (TCC) Producción de H ₂ Bioelectricidad (MFC) |
| <i>Tratamientos que actúan sobre el contenido de nutrientes (N y/o P)</i> | Nitrificación-desnitrificación (NDN) Nitrificación parcial-anammox <i>Stripping</i> / Absorción Eliminación de fósforo |
| <i>Tratamientos que actúan sobre el contenido en H₂O</i> | Evaporación / Secado Biosecado |

Tratamientos que actúan sobre las propiedades físicas y químicas

Todos los tratamientos modifican de una manera u otra las propiedades físicas y químicas de los residuos aunque no sea este su objetivo principal. En este apartado únicamente se hace referencia a los tratamientos cuyo principal objetivo es modificar las propiedades por medios químicos o microbiológicos (*incorporación de aditivos*) y aquellos que tienen como objetivo eliminar sólidos en suspensión, y en algún caso disueltos, de la matriz líquida obteniendo una fracción sólida y una fracción líquida (*separación sólido-líquido, electrocoagulación, filtración por membrana y osmosis inversa*).

Incorporación de aditivos

Existe un gran número de productos químicos o biológicos que se aplican a los purines o en algún caso a los piensos (cuando son coadyuvantes alimentarios autorizados) con el objetivo de mejorar el bienestar animal, mejorando el ambiente en los locales de estabulación y el manejo, así como la aplicación agrícola posterior de las deyecciones.

Estos aditivos se pueden aplicar directamente en los corrales, fosas o balsas, o en el momento de cargar el purín en la cuba. Actúan reduciendo las emisiones de gases

⁵ En relación al efecto invernadero, el CO₂ procedente de la descomposición de la biomasa no se considera en el balance de CO₂.

contaminantes, fluidificando, homogenizando, transformando parte del nitrógeno amoniacal en orgánico y mejorando la separación de fases.

Es importante conocer con exactitud la acción de estos compuestos y su eficacia (en muchos casos no contrastada), y el manejo recomendable para que estos sean eficientes (dosis a aplicar, frecuencia, etc.). Señalar que estos compuestos pueden ser efectivos para una cosa, pero perjudiciales para otra y que según las condiciones de trabajo de la granja se pueden obtener rendimientos muy variables con resultados que no siempre son satisfactorios.

Separación sólido-líquido

El proceso de separación de fases permite dividir las deyecciones en dos fracciones distintas:

- fase sólida (FS), con un contenido en sólidos más elevado que las deyecciones originales,
- fase líquida (FL), fracción acuosa que contiene elementos disueltos y en suspensión.

Aunque desde un punto de vista global, la separación sólido-líquido no supone una modificación en el contenido de componentes de las deyecciones, este proceso permite una redistribución de los constituyentes, y por lo tanto, una mejora en la capacidad de gestión. De esta manera se propicia la aplicación de líneas de tratamiento, transporte y aplicación diferentes para cada una de las fases obtenidas. En este sentido, la FS resultante se podrá estabilizar mediante un proceso de compostaje o transportar a zonas lejanas, y la FL se podrá tratar o bien aplicar directamente en tierras agrícolas en las inmediaciones de la explotación.

Trabajar con deyecciones recién generadas, así como evitar períodos prolongados de almacenaje de las fracciones ya separadas, permite evitar fenómenos de degradación incontrolada. Gracias a esta práctica de manejo es posible mejorar eficiencias de separación (Møller *et al.*, 2002), reducir las emisiones de malos olores, y las pérdidas por volatilización o la solubilización de determinados componentes.

Los componentes no disueltos en las deyecciones de consistencia semilíquida se decantan de forma natural en las fosas y balsas de almacenamiento, haciendo necesaria la extracción periódica de los sólidos acumulados en el fondo para mantener la capacidad útil de dichas instalaciones. Esta decantación natural es la opción más económica para separar las partículas en suspensión, no obstante, únicamente debe considerarse cuando las exigencias de separación sean bajas. En cuanto a los sistemas mecánicos de separación, estos se pueden clasificar en tres grandes grupos según cual sea el tipo de fuerza que posibilita el proceso: la gravedad, la compresión o la centrifuga. La Figura 1 muestra un ejemplo para cada caso.

- La *separación mecánica por gravedad* consiste en separar las fases sólida y líquida mediante el uso de uno o varios tamices y con la única acción de la fuerza de la gravedad. Los tamices utilizados pueden ser estáticos o bien dinámicos (vibratorio, rotativo, etc.). El diámetro de poro de la malla del tamiz determinará el tamaño de las partículas sólidas que permanecerán en el líquido. Este tipo de separadores acostumbran a presentar bajos requerimientos energéticos aunque también bajas eficiencias de separación.

- El funcionamiento de los equipos de *separación mecánica por compresión* está basado en presionar el producto a separar contra una superficie que permite su filtrado. Los tres principales tipos son: prensa de rodillos (sistema de rodillos giratorios que ejerce presión contra un tamiz cóncavo), prensa de bandas (cinta horizontal que gira entre rodillos constrictores) y prensa de tornillo (tornillo que comprime las deyecciones contra un tamiz cilíndrico coaxial).

- Los equipos de *separación mecánica por centrifugación* generalmente consisten en un cuerpo cilíndrico, horizontal o vertical, que gira de forma continua y a gran velocidad. En la pared interior de dicho cuerpo, la fuerza centrífuga separa en dos capas distintas el líquido y los sólidos contenidos en las deyecciones. Otro cuerpo, exterior al primero y que gira ligeramente más rápido, desplaza los sólidos hacia un extremo con forma cónica, por donde son descargados. Los decantadores centrífugos (cuerpo horizontal) son especialmente efectivos en la separación de los sólidos, logrando niveles de humedad en la fracción sólida relativamente bajos.

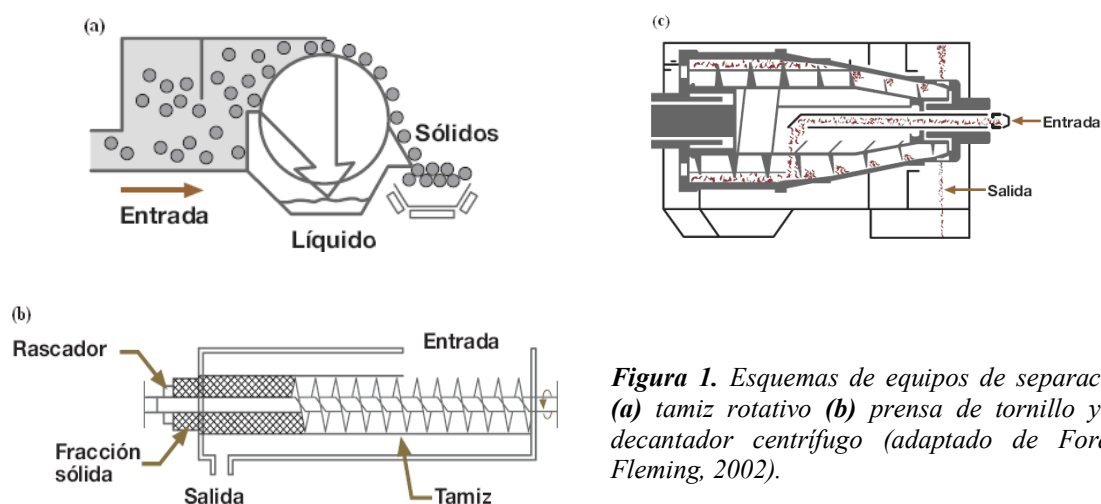


Figura 1. Esquemas de equipos de separación: (a) tamiz rotativo (b) prensa de tornillo y (c) decantador centrífugo (adaptado de Ford y Fleming, 2002).

Si el tamaño de los sólidos contenidos en las deyecciones es muy heterogéneo puede ser interesante trabajar con una combinación de sistemas de separación. En este caso, es posible plantearse un desbaste previo del producto seguido de una etapa de separación más fina. Para aumentar la eficiencia de la separación es posible utilizar agentes químicos (coagulantes, floculantes, etc.), esto supone un aumento en los costes de explotación y además es necesario que estos agentes sean biodegradables si la fracción sólida obtenida se composta o se aplica al suelo.

Así pues, la eficiencia de un proceso de separación sólido-líquido depende de diversos factores: tipología y composición de las deyecciones, tipo de separador, uso de aditivos químicos, condiciones de operación, etc. Esta dependencia explica la gran variabilidad en los rendimientos localizados en la bibliografía y dificulta la comparativa entre experiencias. En caso de considerar la tecnología apropiada, es posible concentrar en la FS (10-20% de la masa inicial) hasta el 80% del fósforo y del 50% del nitrógeno (Burton y Turner, 2003).

Electrocoagulación

La electrocoagulación se puede definir como un proceso mediante el cual se desestabilizan las sustancias en suspensión, en emulsión o disueltas en un medio acuoso, haciendo pasar una corriente eléctrica a través del mismo. El agente que provoca la

desestabilización de los coloides es la corriente eléctrica, que sería el equivalente a los coagulantes químicos en un proceso de coagulación-floculación convencional.

La electrolisis que se produce en el seno del líquido, provocada por la corriente eléctrica, afecta a los compuestos oxidables y reducibles, y solubiliza los cationes metálicos (Fe^{3+} , Al^{3+} , ...) procedentes de los llamados ‘electrodos sacrificio’. La formación de hidróxidos que precipitan, junto con las corrientes de iones y partículas cargadas creadas por el campo eléctrico aumentan la probabilidad de colisión entre iones y partículas formando agregados fácilmente separables.

Una vez formados los agregados, estos se separan del líquido mediante un proceso de flotación, aprovechando la formación de O_2 y H_2 durante la electrólisis, o por sistemas mecánicos convencionales de separación de fases (Figura 2).

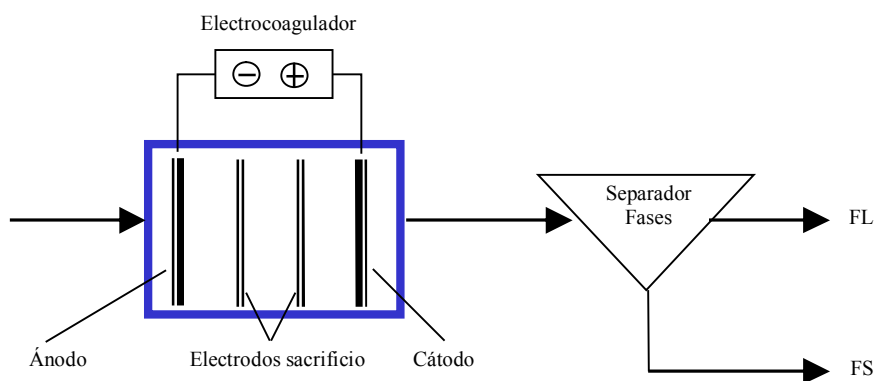


Figura 2. Esquema de un sistema de electrocoagulación

Originalmente el proceso de electrocoagulación se aplicó para tratar aguas residuales de origen industrial: efluentes del proceso de obtención de pulpa de papel, aguas con contenidos elevados de grasas y aceites, efluentes con detergentes sintéticos, aguas del pulido de metales, etc., incluso si se selecciona adecuadamente los electrodos se pueden eliminar determinados metales pesados (Barkeley *et al.*, 1993). Asimismo, se plantea como una alternativa interesante para tratar pequeños caudales de aguas residuales urbanas (Holt *et al.*, 2005).

Cuando el proceso se aplica en el tratamiento de purines porcinos es conveniente realizar previamente una separación de fases mecánica para mejorar la eficiencia del sistema. Existen diversas experiencias exitosas, con altos rendimientos de separación, aplicadas al tratamiento de purines porcinos en el estado español.

Filtración por membrana / Osmosis inversa

El objetivo de estos procesos es el de separar los sólidos de un determinado tamaño de la matriz líquida, obteniendo una corriente con un bajo contenido en sólidos (permeato) y una corriente concentrada.

En función del tamaño de poro de la membrana semipermeable se habla de *microfiltración*, *ultrafiltración* o *nanofiltración*. En el caso que se suministre presión para invertir el flujo osmótico se denomina *osmosis inversa* (Figura 3).

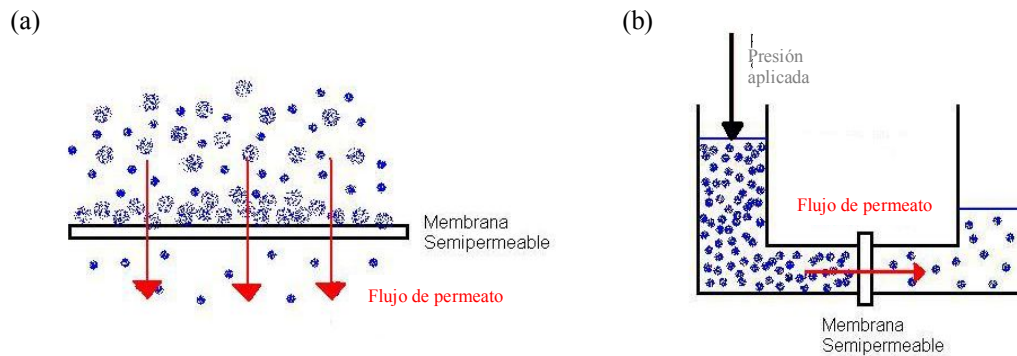


Figura 3. Esquema del proceso de filtración por membrana (a) y osmosis inversa (b)

Estos sistemas se aplican habitualmente en el tratamiento terciario de aguas residuales industriales o lixiviados de vertederos o para la desalinización de agua (osmosis inversa).

Su viabilidad económica limita seriamente la aplicación en el tratamiento de purines de cerdo ya que es necesario un pretratamiento intensivo, se producen fenómenos de obturaciones e incrustaciones, que obligan a cambiar frecuentemente las membranas, y tienen un elevado coste energético.

Tratamientos de estabilización de la materia orgánica

Previo a la aplicación agrícola de las deyecciones ganaderas, es aconsejable estabilizar el alto contenido de materia orgánica que contienen, para obtener de esta forma un producto con mejores características como abono orgánico y evitar problemas en la fertilización como puede ser el secuestro de nitrógeno. El *compostaje* aplicado a estiércoles o fracciones sólidas de purín es una buena alternativa para lograr este propósito, y en determinadas circunstancias la *digestión aerobia*, cuando se trata de purines, es un tratamiento que se puede considerar.

Compostaje

El proceso de compostaje consiste en la descomposición biológica aerobia y la estabilización de substratos orgánicos, bajo condiciones que permiten el desarrollo de temperaturas termófilas (entre 50 y 70°C), como resultado de la generación de energía calorífica de origen biológico, del cual se obtiene un producto final estable, libre de patógenos y semillas, llamado compost (Campos *et al.*, 2004).

A causa de la acción de los microorganismos, se consume oxígeno y se produce dióxido de carbono, agua y calor (Figura 4). El tratamiento requiere de aire que puede ser suministrado por volteo de la pila o por sistemas forzados más complejos.

Para que el sistema de compostaje tenga lugar son necesarias unas condiciones iniciales de humedad, estructura y composición:

- una *humedad* entre el 40 y el 65% se considera adecuada para que se desarrolle correctamente el proceso de compostaje. El incremento de temperatura que se produce durante el compostaje evapora el agua, por lo tanto esta se deberá restituir para mantener la humedad en el nivel adecuado para el proceso,

- la *estructura* del residuo a compostar es necesaria que tenga una porosidad suficiente para permitir el paso del aire y evitar zonas de anaerobiosis, en la mayoría de los casos es necesario mezclar los residuos con material estructurante (restos de poda, paja, etc.),
- la *composición*, concretamente la relación C/N es clave para el correcto desarrollo del compostaje. Se recomiendan valores entre 25 y 35, valores superiores limitan la velocidad del proceso y valores menores provocan la emisión de grandes cantidades de nitrógeno en forma de amoníaco.

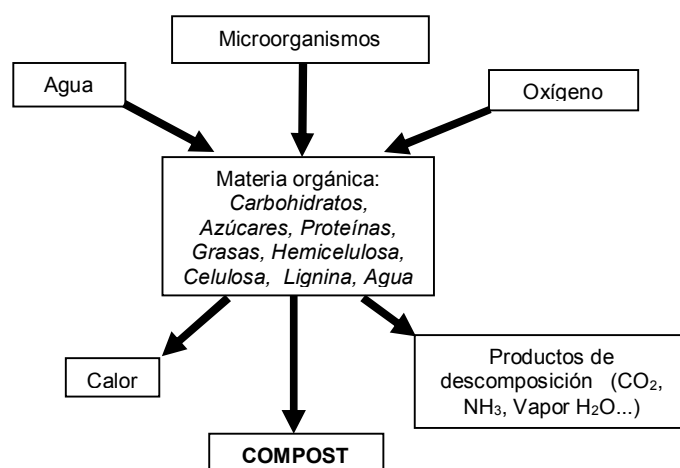


Figura 4. Esquema conceptual del proceso de compostaje

En muchos casos es necesario mezclar los residuos con material vegetal, tanto para regular la humedad, la porosidad, como la relación C/N. En la Tabla 3 se recogen las relaciones C/N de diferentes materiales.

Tabla 3. Valores orientativos de la relación C/N para diferentes materiales (Campos et al., 2004)

| Material | Relación C/N |
|----------------------------|--------------|
| Fracción sólida de purines | 9 |
| Estiércol de bovino | 18 |
| Gallinaza | 13 |
| Residuos de jardín | 23 |
| Paja | 128 |
| Aserrín | 511 |
| Corteza de pino | 723 |

Cuando el proceso de compostaje se aplica a estiércol bovino, se estima que una relación fracción vegetal/estiércol 1:1 es suficiente. No obstante, si éste tiene suficiente contenido de paja (se estima un consumo mínimo de 6 kg/URP·día) se puede realizar sin necesidad de añadir material estructurante. Para la fracción sólida de purines y la gallinaza, es necesario aportar un residuo con alto contenido en carbono para equilibrar la relación C/N.

Las altas temperaturas del proceso permiten la higienización de las deyecciones, eliminando patógenos, semillas, huevos y larvas de insectos. Por esto es conveniente asegurar que se alcanzan temperaturas termófilas durante un tiempo suficientemente largo. Asimismo se eliminan malos olores, por descomposición de compuestos volátiles

y se reduce el peso y el volumen como consecuencia de la degradación de la materia orgánica a CO₂ y sobretodo debido a la evaporación del agua (Haug, 1993).

En condiciones ideales de trabajo el contenido de nitrógeno total no varía, únicamente parte del nitrógeno amoniacal pasa a orgánico. En situaciones no ideales, las pérdidas de nitrógeno pueden llegar a ser muy elevadas, disminuyendo el valor fertilizante del compost y ocasionando problemas de contaminación ambiental. Pérdidas de nitrógeno alrededor del 10% es un valor por debajo del cual es difícil operar.

Compostaje a nivel de explotación

Antiguamente la acumulación del estiércol durante largos períodos de tiempo, provocaba que este se fuera degradando lentamente hasta la obtención de un producto estable que se utilizaba para la fertilización de los campos. El compostaje no es otra cosa que este proceso llevado a cabo en condiciones controladas. El conocimiento profundo de los fenómenos que suceden, ha permitido sistematizar y optimizar su aplicación a diferentes residuos y situaciones (Saña y Soliva, 1987; Soliva, 2001).

Actualmente el compostaje se lleva a cabo tanto en plantas centralizadas como en las propias explotaciones ganaderas. Cuando este se desarrolla a nivel de explotación, es necesario disponer como mínimo de una superficie impermeabilizada suficientemente grande, algún sistema para aportar aire, y un sistema de recogida de lixiviados, que permita acumularlos y utilizarlos para humedecer las pilas.

La opción más sencilla para aportar el aire es mediante volteos de la pila con una pala o una volteadora. No obstante, en muchos casos se está optando por la ventilación forzada, ya que la inversión no es muy elevada y se consigue reducir el tiempo necesario para controlar el proceso (tiempo de volteo) y así no interferir con las tareas habituales de los ganaderos. Otro sistema que se está extendiendo rápidamente es el compostaje en contenedores con cobertura de telas semipermeables, ya que permiten controlar mejor el proceso y reducir el tiempo de proceso (Agrotech, 2006).

Digestión aerobia

Es el proceso equivalente al compostaje pero aplicado a un residuo líquido. Cuando el residuo tiene suficiente materia orgánica para que su degradación genere un incremento de temperatura hasta el rango termófilo y se mantenga esta temperatura, el proceso recibe el nombre de ATAD, acrónimo inglés que significa *Autoheated Thermophilic Aerobic Digestion*.

De la misma manera que en el compostaje, la materia orgánica se degrada biológicamente en presencia de oxígeno, mediante reacciones exotérmicas, de tal manera que si el proceso se desarrolla en reactores convenientemente aislados la temperatura incrementará hasta valores superiores a los 50°C.

Los objetivos principales de este sistema de tratamiento son (FEC Services, 2003):

- reducir (estabilizar) la materia orgánica,
- controlar los malos olores,
- reducir los microorganismos patógenos,
- homogenizar, disminuir los sólidos totales y la viscosidad,
- favorecer la decantación mediante la formación de agregados bacterianos,
- transformar parte del nitrógeno amoniacal en nitrógeno orgánico

El proceso ATAD aplicado en el tratamiento de purines es interesante porque permite higienizarlos y controlar los malos olores. Si además, a continuación se dispone un separador de fases, se obtiene una fracción sólida con un alto contenido en nitrógeno. Los principales inconvenientes son los altos consumos eléctricos (suministro de aire) y la formación de espumas (Juteau *et al.*, 2003).

Ozonización

El ozono (O₃) es un oxidante muy fuerte que normalmente se usa en la desinfección de aguas potables, ya que a pesar de su efectividad no deja sabor ni residuos en el agua, y en el tratamiento de aguas residuales industriales para oxidar parcialmente compuestos orgánicos difíciles de degradar y así favorecer un tratamiento biológico posterior.

La aplicación en el tratamiento de deyecciones ganaderas tiene su interés como soporte para tratamientos posteriores. Existe alguna experiencia en plantas centralizadas de tratamiento de purines. La principal limitación es la generación de espumas (la oxidación violenta genera grandes cantidades de CO₂ y otros compuestos volátiles) y su alto coste económico en relación a su efectividad, en muchos casos poco contrastada.

Tratamientos con producción de energía

Alternativamente a la estabilización de la materia orgánica en medio aerobio, se puede aplicar una estabilización de la materia orgánica en medio anaerobio con la ventaja de recuperar asimismo parte de la energía contenida en ella. El proceso más conocido e implantado es la *digestión anaerobia* para la producción de metano, no obstante hay otros procesos emergentes que pueden llegar a ser en un futuro una alternativa: *producción de hidrógeno*, generación de *bioelectricidad* o generación de combustible líquido mediante un *proceso termoquímico*.

Digestión Anaerobia

La descomposición microbiológica anaerobia (en ausencia total de oxígeno) de la materia orgánica produce un gas combustible. Este gas contiene una elevada proporción de metano (CH₄ en concentraciones superiores al 60%), con un poder calorífico inferior del orden de 5.500 kcal/m³ y se designa usualmente biogás. Con un control sobre el proceso se puede optimizar la descomposición de la materia orgánica y la producción de biogás.

De entre todos los procesos que son susceptibles de ser aplicados sobre las deyecciones ganaderas, en especial las de consistencia semi-líquida, la digestión anaerobia tiene grandes ventajas, no tan solo como proceso individual sino como un proceso a incluir en una estrategia global de tratamiento. Las principales ventajas se pueden resumir en (Flotats *et al.* 2001):

- homogeneiza la composición y las partículas en suspensión,
- elimina los malos olores y los compuestos orgánicos volátiles,
- reduce el contenido en materia orgánica y mantiene las concentraciones de nutrientes,
- balance energético positivo, es un proceso productor neto de energía renovable,
- contribuye a la disminución en la generación de gases de efecto invernadero, si el metano producido substituye una fuente no renovable de energía.

No obstante, a pesar de que sea un proceso ampliamente implantado en países como Dinamarca y Alemania, las propias características de los purines, así como condiciones externas pueden limitar su implantación. En la Tabla 4 se recogen las principales limitaciones derivadas de las propias características de las deyecciones (sustrato) y las relacionadas con el entorno, así como las principales estrategias para superarlas.

Tabla 4. Limitaciones en la implantación de la digestión anaerobia de purines de cerdo y estrategias para superarlas (Bonmatí, 2001)

| Limitaciones en base al sustrato | Estrategias |
|---|---|
| - el bajo contenido en materia orgánica: comporta una baja producción de biogás, 16-20 m ³ /t purín. | - sistemas que retengan las bacterias en concentraciones superiores en el reactor (Figura 5), - operación en régimen termofílico, mejora las tasas de conversión del sustrato y posibilita tiempos de retención menores, - uso de co-sustratos con un alta relación C/N es tal vez la opción que da mejores resultados. |
| - presencia de materia orgánica particulada, esto significa una pérdida de potencial energético, ya que una gran parte de esta no llega a degradarse y transformarse en biogás. | - incluir un tratamientos previos a la digestión anaerobia con el objetivo de hidrolizar la materia orgánica difícilmente biodegradable o recalcitrante mejoran las producciones de biogás. |
| - presencia de sustancias inhibitoras, como pueden ser el Cu, el Zn, antibióticos y desinfectantes o nitrógeno amoniacal. | - en relación al Cu y el Zn la única opción es reducir su contenido en la formulación de los piensos, - la presencia de antibióticos y desinfectantes se puede superar con una gestión correcta de las aguas de limpieza, - la inclusión de co-sustratos además de aumentar la producción de biogás, controla las inhibiciones producidas por altas concentraciones de nitrógeno amoniacal. |
| - estado de descomposición (edad de los purines). | - sistemas automatizados de limpieza y recogida frecuente de las explotaciones evitan la pérdida de materia orgánica transformable en biogás. |
| Limitaciones externas al proceso | Estrategias |
| - contenido en nitrógeno | - el contenido de nitrógeno a lo largo del proceso no se modifica; es necesario algún proceso complementario para recuperarlo o eliminarlo en aquellas situaciones donde hay un excedente de nitrógeno. |
| - contenido en agua | - en situaciones con un excedente estructural de nutrientes, es necesario aplicar algún proceso complementario con el objetivo de producir un producto seco, facilitando así su redistribución geográfica. El biogás generado puede aportar parte de la energía térmica necesaria para el secado. |
| - uso de la energía térmica | - el uso de la energía térmica excedente es difícil en países calidos, la búsqueda de proceso complementarios que tengan necesidades térmicas, puede ser una buena alternativa para optimizar el rendimiento energético del sistema. |

Codigestión

La codigestión, entendida como la digestión conjunta de dos o más sustratos diferentes, es la estrategia más utilizada para optimizar la digestión anaerobia y superar algunas de las limitaciones en la implantación de este proceso. La ventaja principal radica en el

aprovechamiento de la sinergia de las mezclas, compensando las carencias de cada uno de los substratos por separado.

En la Tabla 5 se recogen los potenciales de producción de algunos residuos y en la Tabla 6 se indican las características relativas para la codigestión de algunos de ellos (Flotats *et al.*, 2001). Flechas de sentidos diferentes indican un posible interés en la mezcla al compensarse la carencia relativa de uno de los residuos. Un análisis de esta complementariedad puede encontrarse también en Hartmann *et al.* (2003)

Tabla 5. Potenciales de producción de algunos residuos

| Residuo | Producción de biogás (m ³ /t) |
|---|--|
| Intestinos + contenido intestinal | 50-70 |
| Lodos flotación | 90-130 |
| Tierras de filtración de aceites | 350-450 |
| Aceites de pescado | 350-600 |
| Suero | 40-55 |
| Hidrolizados de carne | 70-100 |
| Bebidas alcohólicas | 240 |
| Aceite de soja / margarina | 800-1000 |
| Lodos residuales | 17-22 |
| Fracción orgánica de residuos municipales | 150-240 |

Tabla 6. Características relativas para la codigestión de diferentes residuos orgánicos (Flotats *et al.*, 2001)

| | Micro y macro-nutrientes | Relación C/N | Capacidad tampón (alcalinidad) | Materia orgánica biodegradable |
|---|--------------------------|--------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Residuos ganaderos | ↑ | ↓ | ↑ | ↓ |
| Lodos EDAR | ↑ | ↑ ↓ | | ↑ ↓ |
| Fracción orgánica de residuos municipales | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ |
| Residuos agroindustriales | ↓ | ↑ | ↓ | ↑ |

Tal como se ha mencionado, la codigestión se ha mostrado como la estrategia más eficaz para incrementar la producción de biogás al digerir purines porcinos. Numerosos estudios así lo confirman: Ahring *et al.* (1992) y posteriormente Campos *et al.* (2000) concluyeron que la adición de tierras filtrantes y adsorbentes de aceite de oliva en la digestión de purines mejoraba la producción de metano, debido al mayor potencial energético de los lípidos contenidos en las tierras filtrantes. Campos *et al.* (1999) experimentaron también con mezclas de purines y residuos de la industria de zumos de frutas, con resultados similares y Flotats *et al.* (1999) con mezclas de purines y lodos de EDAR, entre otros.

En situaciones donde hay un excedente estructural de nitrógeno, la codigestión no puede ser la única estrategia. Para favorecer su implantación, es necesario combinar la digestión anaerobia con algún proceso que recupere el nitrógeno como el

stripping/absorción (Bonmatí y Flotats, 2003a) o con algún proceso de concentración como la *evaporación/concentración* (Bonmatí y Flotats, 2003b).

Reactores anaerobios

El tratamiento de las deyecciones ganaderas normalmente se realiza en reactores continuos de mezcla completa (Figura 5a). En algún caso, cuando el contenido en sólidos totales sea muy elevado (estiércol), se puede plantear el uso de reactores discontinuos.

Para el tratamiento de residuos con bajo contenido en sólidos, o la fracción líquida de las deyecciones, es necesario el uso de reactores que retengan la biomasa como pueden ser los filtros anaerobios o los UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) (Figura 5b y 5c).

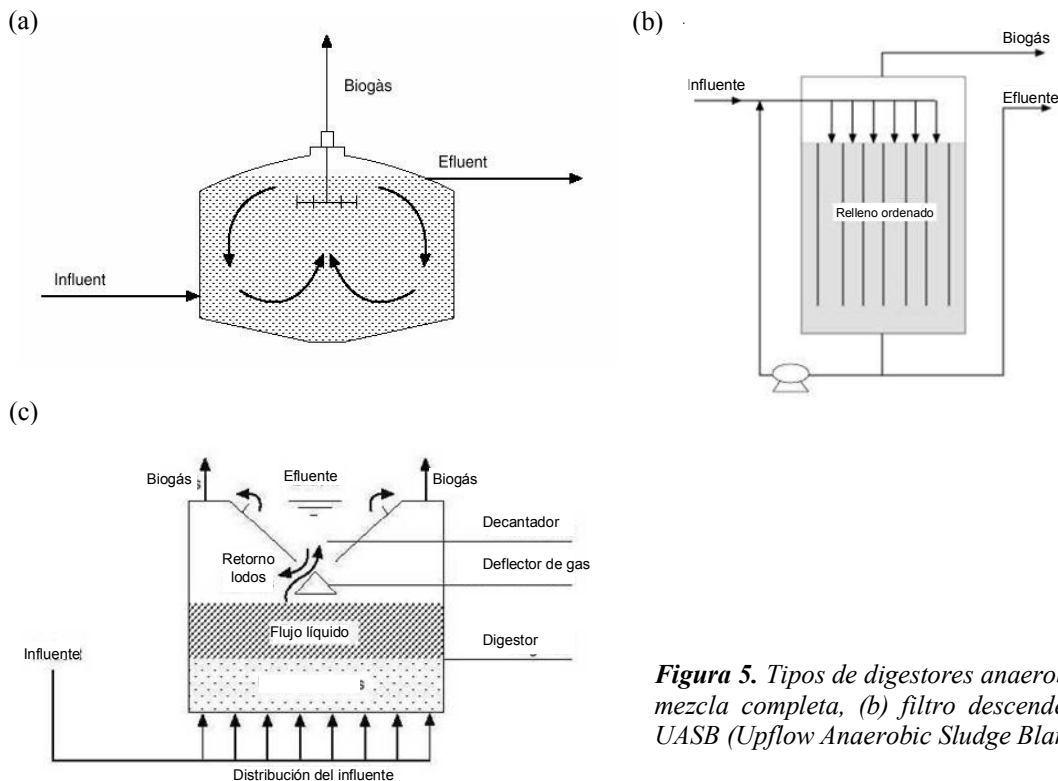


Figura 5. Tipos de digestores anaerobios: (a) mezcla completa, (b) filtro descendente, (c) UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*).

La digestión anaerobia no es el único sistema para valorizar energéticamente las deyecciones ganaderas, existen otros procesos que actualmente están en fase de desarrollo, todavía a escala laboratorio, con un futuro esperanzador. A continuación se describen brevemente estos procesos.

Conversión Termoquímica (TCC)

Este proceso (*TermoChemical Conversion –TCC*) pretende obtener un combustible líquido a partir de la materia orgánica que contienen las deyecciones ganaderas, mediante la aplicación de altas temperaturas y presión en ausencia de oxígeno. Los compuestos orgánicos de cadena larga, en estas condiciones, se rompen formando moléculas de cadena corta (combustible líquido), asimismo se obtiene una mezcla de gases (CH_4 , CO_2 ,...), agua tratada y un residuo sólido.

He *et al.* (2000a, 2000b, 2001) estudiaron el proceso para purines de cerdo con una concentración de sólidos del 25%. Los mejores resultados se obtuvieron cuando se operó a una temperatura entre 295-305 °C, una presión entre 7-18 KPa, y un tiempo de 15-30 minutos, utilizando monóxido de carbono (CO) como gas de proceso para desplazar el oxígeno.

Los resultados mostraron que aunque apenas se obtiene un 9% de combustible líquido, frente a un 83% de agua, el contenido en materia orgánica de cada una de las dos fracciones es del 13% para el agua tratada y del 63% en el combustible líquido (Figura 6). Esto muestra que el proceso es capaz de transformar un 63% de la materia orgánica, expresado en sólidos volátiles, en combustible líquido. No obstante, la aplicación a escala industrial del proceso todavía está muy lejos.

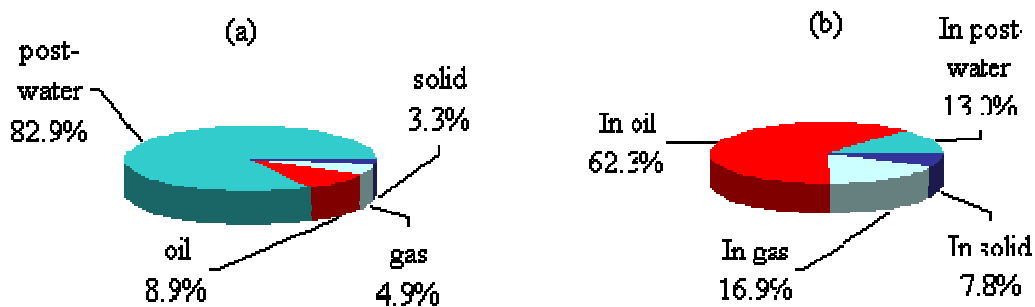


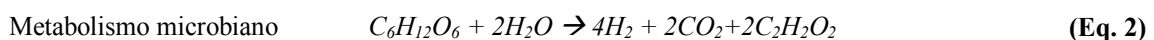
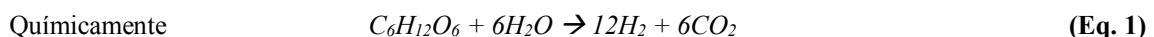
Figura 6. Balance de masa (a) y balance de materia orgánica (b), en un proceso de conversión térmica (He *et al.* 2000a)

Producción de Hidrógeno

En estos últimos años ha crecido el interés por el hidrógeno (H₂) como fuente de energía debido a su alta eficiencia de conversión (células de hidrógeno) y por tratarse de una energía limpia. A pesar de que el hidrógeno es el elemento más abundante en el universo, es necesaria otra fuente de energía para obtenerlo (Logan, 2004). Mediante la acidogénesis de la materia orgánica en condiciones anaerobias, esta se puede transformar en una mezcla de gases con una concentración mayoritaria de H₂ y CO₂.

Este proceso no es otro que una digestión anaerobia en la que se han inhibido los microorganismos metanogénicos que utilizan el H₂ para producir metano. La inhibición de estos microorganismos se puede realizar mediante un tratamiento térmico (100°C/2 horas) para seleccionar las bacterias formadoras de esporas, junto con un control sobre el proceso: tasas de dilución elevadas, pH bajo, bajas presiones de H₂, bajos tiempos de retención, etc.

A pesar que la estequiometría de la reacción química de degradación de la glucosa indica que se pueden formar 12 moles de H₂ por mol de glucosa (Eq. 1), las rutas metabólicas conocidas muestran que únicamente se pueden formar 4 moles de H₂ por mol de glucosa ya que paralelamente se forman 2 moles de ácido acético (Eq. 2):



Esta transformación tan baja en hidrógeno, típicamente hasta un máximo del 15% (teóricamente se podría alcanzar el 28%) junto con las bajas tasas de eliminación de la materia orgánica son el principal limitante de su implantación, así pues, es necesario

optimizar el proceso para su escalado. Una oportunidad para su implantación es la combinación del proceso de producción de hidrógeno con una segunda etapa de producción de metano o con un proceso de producción de bioelectricidad (Oh y Logan, 2005).

Generación de bioelectricidad (MFC)

Otro proceso prometedor, pero que todavía requiere ser optimizado para su aplicación a escala industrial, es la generación de bioelectricidad en las llamadas células microbiológicas, *Microbial Fuel Cells –MFCs-* (Figura 7).

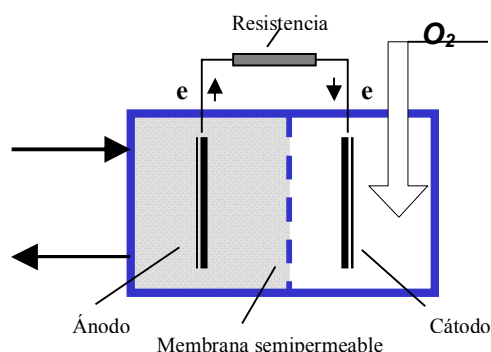


Figura 7. Esquema de una célula generadora de bioelectricidad

El proceso se basa en la generación directa de electricidad a partir de la oxidación de la materia orgánica en condiciones anaerobias cuando el aceptor final de electrones es un electrodo. Los electrones transferidos al ánodo, mediante intermediarios o directamente, se transfieren al cátodo donde junto con el protón liberado en la degradación de la materia orgánica y oxígeno forman agua (Figura 7).

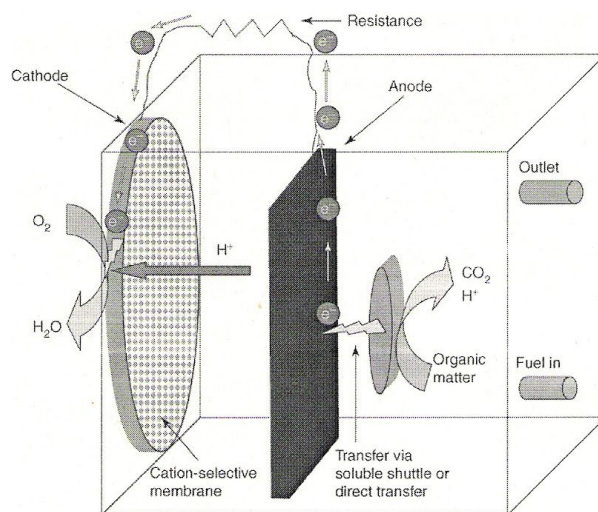


Figura 8. Esquema del funcionamiento de una célula generadora de bioelectricidad (Lovley, 2006)

Los primeros experimentos se realizaron con sedimentos marinos (Reimers *et al.*, 2001; Holmes *et al.*, 2004), y a partir de aquí el proceso se ha aplicado en una gran variedad de residuos: aguas residuales urbanas e industriales (Angenent *et al.*, 2004, Dentel *et al.*, 2004), sustratos sintéticos (Liu *et al.*, 2004; Logan *et al.*, 2005), etc.

Experimentos realizados con purines de cerdo concluyeron que era posible generar bioelectricidad utilizando purines ($260 \text{ mW/m}^2_{\text{electrodo}}$) y a la vez eliminar hasta un 90% de la materia orgánica expresada como DQO. Asimismo, se reportó una transformación del nitrógeno amoniacal a nitratos y una eliminación parcial del nitrógeno. Determinar que proceso es el que elimina nitrógeno (desnitrificación, anammox, etc.), y optimizarlo, puede ser clave para el futuro de esta tecnología (Min *et al.*, 2005).

El limitante principal de este proceso es el bajo rendimiento energético, así pues la optimización de la producción eléctrica es imprescindible para su escalado, no obstante si se confirma la posibilidad de desnitrificación simultánea las oportunidades pueden aumentar en gran medida.

Tratamientos que actúan sobre el contenido de nutrientes (N y/o P)

Tal como se ha indicado anteriormente, conceptualmente, en un contexto de tendencia a cerrar ciclos, los procesos de recuperación de nutrientes deben priorizarse respecto a los de eliminación. A pesar de ello, condicionantes económicos, de localización, o bien dificultades para valorizar los productos recuperados pueden influir en la decisión del tipo de tratamiento a aplicar, haciendo aconsejable eliminar en lugar de recuperar.

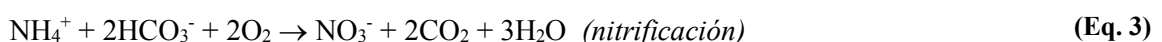
Nitrificación-Desnitrificación (NDN)

Los tratamientos de eliminación de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación, debe plantearse siempre para la fracción líquida de las deyecciones, hecho que conlleva la necesidad de una separación previa de las fases sólida (FS) y líquida (FL) del residuo. En este contexto, Béline *et al.* (2004) cuantifican en aproximadamente un 40% del total, los requerimientos energéticos adicionales necesarios para tratar directamente purines sin considerar una etapa previa de separación. En cuanto al principal objetivo del tratamiento, éste radica en transformar el nitrógeno amoniacal en molecular, gas inocuo que será transferido a la atmósfera.

Nitrificación autótrofa

La nitrificación es el proceso microbiológico aerobio (requiere oxígeno) de dos etapas, por el cual el amonio es oxidado a nitrito y, posteriormente, el nitrito es oxidado a nitrato. Este proceso lo realizan microorganismos autótrofos. En la primera etapa, el amonio es oxidado a nitrito (nitritación) por un grupo de bacterias conocidas como 'oxidantes del amonio, AOB'. Seguidamente, el nitrito es oxidado a nitrato (nitratación) por otro grupo de bacterias, las 'oxidantes del nitrito, NOB' (Henze *et al.*, 1995).

Las bacterias nitrificantes obtienen la energía mediante reacciones de oxidación (nitrógeno) y reducción (carbono inorgánico, $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$). Dada la poca energía producida, estas bacterias se caracterizan por tener una baja velocidad de crecimiento y una baja producción de biomasa. La reacción Eq. 3 describe el proceso global de la nitrificación, sin considerar la síntesis celular. Según esta reacción, por cada gramo de N-NH_4^+ oxidado se consumen 4.57 gramos de oxígeno y 7.14 gramos de alcalinidad (CaCO_3). Este consumo puede comportar disminuciones importantes en el pH del medio (óptimo entorno a 8.0), hecho que limitaría la actividad biológica.



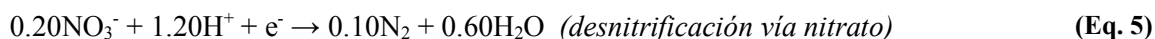
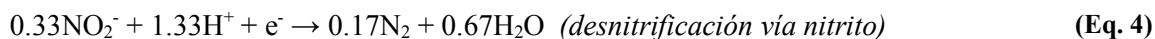
Una de las características de las deyecciones ganaderas es la variabilidad de su composición en función el tiempo. En caso de no considerar este factor en el diseño de la instalación, serán posibles episodios de sobrecarga que conlleven su desestabilización.

Algunas de las posibles consecuencias de una carga excesivamente elevada son: aumento de la temperatura por encima de la óptima de nitrificación debido al calor de reacción desprendido (especialmente importante en épocas cálidas), falta de oxígeno para la oxidación del nitrógeno, disminución de la velocidad específica de reacción, acumulación de nitrógeno amoniacal en el interior del reactor, emisiones de NH₃ a la atmósfera, desnitrificación no controlada en el propio reactor aerobio, generación de espumas, etc. (Choi y Eum, 2002).

Desnitrificación heterótrofa

La desnitrificación es el proceso microbiológico por el cual los nitratos son reducidos a nitrógeno molecular. En realidad se trata de un proceso secuencial en el que los nitratos son transformados progresivamente a nitritos, óxido nítrico, óxido nitroso y finalmente nitrógeno molecular, que es liberado a la atmósfera. Precisamente, uno de los principales problemas de la desnitrificación es que el N se transfiera en forma de óxidos, pues estos gases contribuyen a la contaminación atmosférica. El riesgo que esto suceda se acentúa en determinadas situaciones: fluctuaciones continuas en la operación, ausencia de materia orgánica u otros nutrientes, pH bajo, etc. (Henze *et al.*, 1995).

Los microorganismos heterótrofos responsables de este proceso son principalmente aerobios facultativos, capaces de adaptarse a las condiciones del medio en que se encuentren. En condiciones anóxicas, es decir, en ausencia de oxígeno y presencia de nitritos o nitratos, utilizan estos compuestos como aceptor final de electrones en lugar del oxígeno (Eq. 4-5). Así pues, el oxígeno es el regulador más importante de la actividad desnitrificante. El rendimiento energético de la respiración aerobia es ligeramente superior al de la desnitrificación y esto hace que la entrada de O₂ en un sistema anóxico inhiba dicho proceso.



Los microorganismos heterótrofos necesitan una fuente de carbono orgánico a oxidar. Una relación DBO/N-NH₄⁺ adecuada en la FL a tratar (valor mínimo entorno a 5) y una materia orgánica fácilmente biodegradable son esenciales para una buena cinética de desnitrificación. En este sentido, una digestión anaerobia previa de las deyecciones puede ser contraria a este requerimiento (Magrú *et al.*, 2006). También, el tratamiento de las deyecciones recién generadas, no envejecidas en balsas o fosas de almacenamiento, favorece la biodegradabilidad de la materia orgánica (Boursier *et al.*, 2005).

Procesos combinados (NDN)

Los procesos unitarios anteriormente descritos pueden combinarse para eliminar el nitrógeno contenido en la FL de las deyecciones. Varias configuraciones de proceso son posibles con el propósito de alternar condiciones aerobias y anóxicas que habiliten la eliminación de nitrógeno mediante NDN. Según el tipo de flujo hidráulico, a grandes rasgos, es posible hablar de sistemas continuos o bien de sistemas discontinuos (Figura 9). La diferencia básica entre un sistema de flujo continuo y uno de discontinuo es que el funcionamiento del primero está orientado en el espacio, mientras que el del segundo lo está en el tiempo (Irvine y Ketchum, 1989).

Los sistemas continuos cuentan, como mínimo, con dos reactores distintos, uno aerobio y otro anóxico, y un decantador final para habilitar la separación de los fangos biológicos del líquido tratado. Un ejemplo de este sistema es la instalación ubicada en la SAT La Caseta d'en Grau, en Calldetenes (Osona, Barcelona), que trata la FL de los

purines generados en la propia explotación (Gurri, 2004). Existen otras instalaciones que aprovechan las fosas de purines existentes para implantar el proceso resultando implantaciones más baratas pero con un control de la operación más complicado.

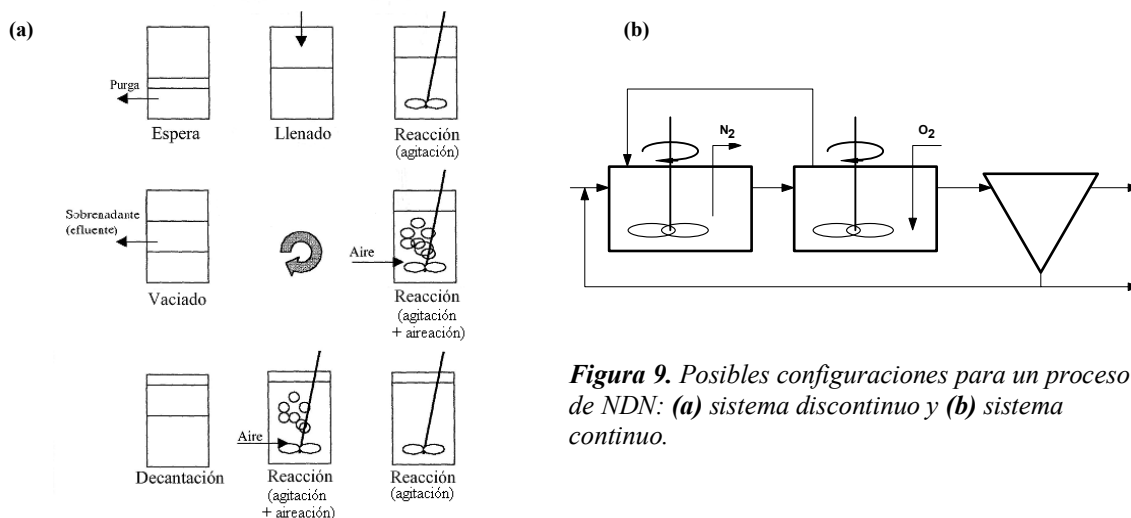


Figura 9. Posibles configuraciones para un proceso de NDN: (a) sistema discontinuo y (b) sistema continuo.

El sistema discontinuo secuencial, SBR (*Sequencing Batch Reactor*), es una tecnología que se ha extendido bastante. Se trata de un sistema constituido por un único reactor cuya operación está basada en una secuencia de tratamiento (ciclo), que se repite a lo largo del tiempo. Las etapas de que consta un ciclo son: llenado, reacción, decantación, vaciado y espera. La implementación de esta tecnología en el tratamiento de FL de purines se encuentra bien documentada. En este sentido, Tilche *et al.* (2001) describen una instalación en Magreta (Módena, Italia), donde diariamente son tratados 150 m³ de purines. En nuestro país, Llagostera *et al.* (2005) describen un SBR piloto para el tratamiento de FL de purines en la explotación porcina de Mas Frigola, en Sant Climent de Peralta (Baix Empordà, Girona). También, Lekuona (2004) describe un SBR para el tratamiento de FL de purines, previo tratamiento de electrocoagulación, en la explotación porcina de Egiluze (Errenteria, Guipúzcoa).

Los costes asociados a la explotación de una instalación dependerán de factores como el consumo eléctrico, el consumo de reactivos o la dedicación del personal. El consumo eléctrico acostumbra a ser el factor con mayor repercusión en los costes de explotación, siendo éste, a su vez, principalmente dependiente de los requerimientos de oxígeno del proceso.

Difícilmente, el efluente de un tratamiento de NDN cumpla con los límites legales para realizar un vertido a cauce público (Magrý y Flotats, 2000). Aunque esto es posible mediante un tratamiento terciario de afinado, su coste puede ser prohibitivo. Más interesante parece ser utilizar esta agua para el riego, previa valoración de su aptitud. Así pues, es conveniente buscar un compromiso entre la calidad del agua recuperada y el uso posterior que se haga de ella. La gestión de los fangos generados durante el tratamiento es otro factor a tener en cuenta.

Anammox

Anammox es el acrónimo de *anaerobic ammonium oxidation* (Mulder *et al.*, 1995), proceso autótrofo descubierto recientemente en el que el amonio y el nitrito son

transformados a nitrógeno molecular en ausencia de oxígeno. Este proceso biológico puede expresarse de forma simplificada mediante Eq. 6.



Dado que se trata de un proceso autótrofo, el proceso anammox permite desnitrificar sin necesidad de materia orgánica. Otras características relacionadas con la biomasa son la baja velocidad de crecimiento (tiempo de duplicación de unos 11 días), y la baja producción de fangos (0.066 g de células g⁻¹ de N-NH₄⁺).

El proceso combinado nitrificación parcial (NP)-anammox, actualmente en fase de desarrollo, está generando grandes expectativas. Entre sus principales puntos de interés cabe mencionar la reducción en más de un 60% del consumo de oxígeno asociado a la nitrificación, la posibilidad de valorizar energéticamente el residuo previo tratamiento de eliminación, la minimización de la producción de fangos o la posibilidad de trabajar con cargas nitrogenadas superiores a las de un tratamiento convencional (Strous *et al.*, 1997). A escala laboratorio, Ahn *et al.* (2004) ya han aplicado el proceso anammox para la eliminación de amonio de purines de cerdo y Hwang *et al.* (2005) han trabajado con un sistema combinado NP-anammox para el tratamiento de FL de purines predigeridos.

Stripping / Absorción

Mediante este proceso se pretende forzar la volatilización del amoníaco haciendo circular aire a contracorriente, acompañado de un aumento de pH y/o temperatura. El amoníaco y otros compuestos volátiles que contiene la corriente de aire, se absorben mediante una corriente líquida acidificada, obteniendo un líquido con una alta concentración de amoníaco.

Una instalación de eliminación-recuperación de amoníaco se compone de dos unidades:

- columna de desorción: donde se extrae el amoníaco mediante un gas de arrastre (normalmente aire),
- columna de absorción: en ella se regenera el aire cargado de amoníaco mediante una corriente líquida acidificada, obteniéndose aguas amoniacales.

La cantidad de amoníaco que se puede eliminar del purín y a su vez recuperar en la corriente líquida, depende básicamente de:

- equilibrio de disociación en el líquido: $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$
- transferencia líquido/gas: $\text{NH}_3(\text{l}) \leftrightarrow \text{NH}_3(\text{g})$

La principal limitación del proceso aplicado a purines de cerdo es el desplazamiento del equilibrio amonio-amoníaco. Esto se puede conseguir aumentando el pH hasta 12 y/o la temperatura. En el caso de los residuos orgánicos, su alto poder tampón implica un alto consumo en reactivos para favorecer la disociación. Asimismo, la obtención de unas aguas amoniacales con calidad suficiente para su comercialización (contenido mínimo de materia orgánica) puede determinar su implantación.

El proceso de digestión anaerobia previo al *stripping*/absorción puede ser una opción para superar estas limitaciones. Experimentos realizados en el laboratorio por Bonmatí y Flotats (2003a) mostraron que la modificación de pH podía llegar a ser innecesaria, si se utilizaba el calor residual del proceso de valorización del biogás. Asimismo las sales de amonio tenían una calidad muy superior a las obtenidas sin un proceso anaerobio previo (Figura 10).

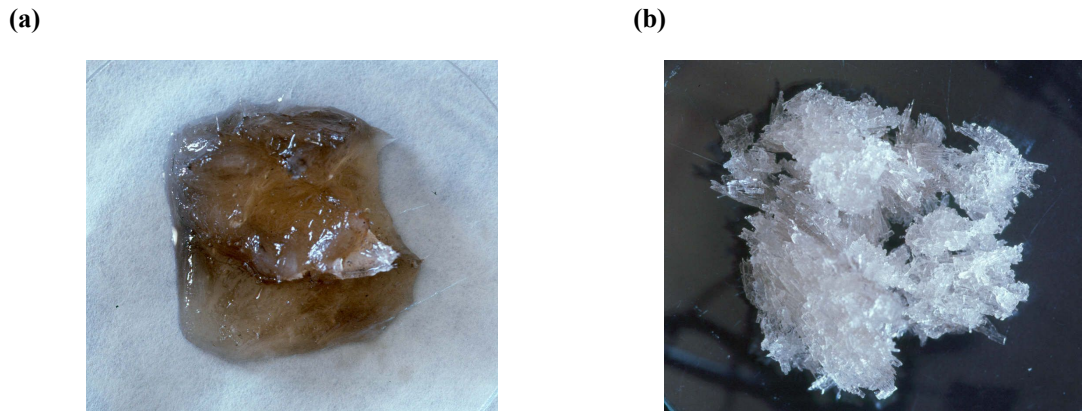


Figura 10. Sales de amonio obtenidas en el proceso de stripping/absorción de purines de cerdo: (a) purín fresco, (b) purín digerido anaerobicamente (Bonmati, 2001).

Eliminación de fósforo

Actualmente el nutriente que despierta más interés en referencia a los problemas de contaminación ambiental es el nitrógeno. No obstante la acumulación de fósforo en suelos agrícolas y los posibles problemas de contaminación de aguas superficiales (eutrofización) ha llevado a que algunos países europeos regulen su aplicación.

Para eliminar (acumular en la fracción sólida) el fósforo, se pueden seguir diversas estrategias. El alto coste de implantación y explotación, hace que sólo se justifique en circunstancias muy determinadas, donde la depuración completa de la fracción líquida sea la única alternativa posible (Flotats *et al.*, 1998).

Eliminación biológica

La eliminación biológica de fósforo se debe a la actividad de un amplio grupo de microorganismos fijadores de fósforo (OAFs), que lo acumulan en forma de polifosfatos cuando se encuentran en condiciones aerobias y lo liberan en condiciones anaerobias, mientras consumen moléculas orgánicas previamente acumuladas.

Los OAFs necesitan condiciones aerobias-anaerobias alternas para crear su reserva energética y así poder acumular fósforo en forma de polifosfatos. En una separación de fases posterior el fósforo acumulado se concentra en la fracción sólida.

Precipitación Química (formación de estruvita)

Consiste en la co-precipitación del nitrógeno amoniacal y fósforo ortofosfórico contenido en las deyecciones mediante la adición de óxido de magnesio, formando una sal llamada *estruvita* (fosfato amónico magnesico hexahidratado).

Tratamientos que actúan sobre el contenido en H₂O

La reducción de la masa y el volumen de las deyecciones mediante la eliminación del agua, es una opción para posibilitar el transporte de las deyecciones ganaderas a largas distancias y así redistribuir el excedente de nutrientes existente en determinadas zonas geográficas.

Evaporación / Secado

Proceso por el cual se separa el agua de las deyecciones mediante evaporación. Normalmente se realiza en dos etapas:

- *evaporación*: el líquido a tratar tiene una baja concentración en sólidos y se obtiene un concentrado con un contenido en sólidos totales alrededor del 25-30%,
- *secado*: la materia prima es un sólido húmedo (concentrado del proceso de evaporación o deshidratado por medios mecánicos) y se obtiene un producto prácticamente libre de agua.

Con el fin que los vapores no causen problemas de contaminación en la atmósfera, la evaporación se realiza normalmente en depresión, a temperaturas moderadas (60-70°C), y con un condensado posterior de los vapores (recuperación de agua evaporada). Es recomendable el tratamiento de los vapores de secado en un biofiltro, ya que estos también pueden estar cargados de amoníaco y otros compuestos volátiles.

Para evitar la emisión de nitrógeno amoniacal durante el proceso de evaporación, es necesario modificar el pH (pH ácido) o una etapa previa de eliminación (NDN). Asimismo, si queremos evitar la emisión de otros compuestos orgánicos volátiles y obtener un agua condensada limpia y, por tanto, reutilizable, es necesario eliminar la materia orgánica más volátil mediante un sistema de digestión anaerobia (Bonmatí y Flotats, 2003b). De esta manera, se puede producir parte de la energía necesaria para la operación del proceso a partir del propio tratamiento.

Estos procesos solo son viables si se cuenta con una fuente de energía barata, lo cual es posible mediante el proceso de cogeneración, a partir de un combustible asequible, venta de energía eléctrica a la red y utilización de la fracción térmica de la energía obtenida. Existen diversas experiencias a escala real (Rodríguez, 2001 y 2003; Flotats *et al.*, 2004), no obstante todas ellas dependen de la prima eléctrica sobre el kW generado, y por tanto su viabilidad económica no está del todo asegurada.

Biosecado

Últimamente está tomando mucha fuerza una tecnología llamada biosecado (*Byodrying*) como una alternativa para el tratamiento de los residuos líquidos. Este proceso es un “compostaje” dirigido, no necesariamente a la producción de compost, sino a aprovechar el calor que se desprende para evaporar parcialmente el agua de un residuo líquido que se incorpora a la masa en compostaje.

El limitante más importante es la emisión de nutrientes (nitrógeno amoniacal) y compuestos orgánicos volátiles a la atmósfera. Esto se puede controlar con la aplicación previa de un proceso de eliminación o recuperación de nutrientes (NDN, *Stripping* / Absorción, etc.) y de degradación de la materia orgánica (digestión aerobia o anaerobia). No obstante, el hecho de que el proceso tenga un mayor rendimiento cuando se realiza al aire libre implica un alto riesgo ambiental si no se opera correctamente.

Tratamientos combinados

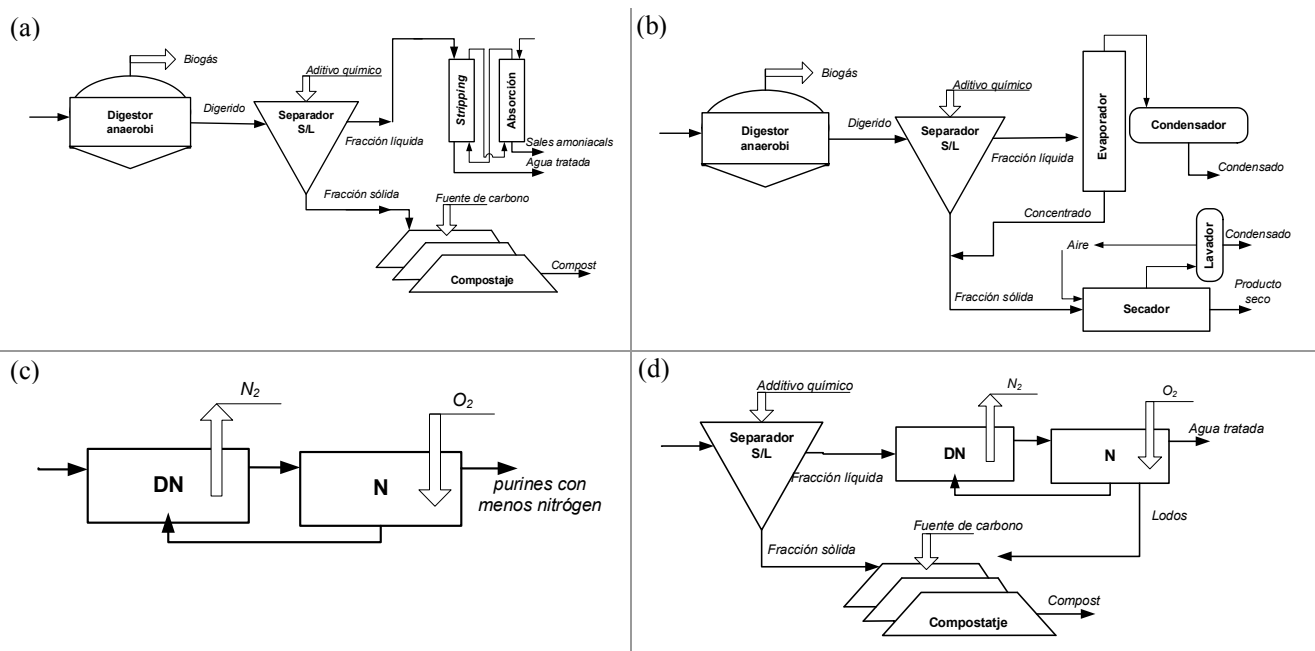
Una vez conocidos los diferentes procesos de tratamiento, estos se pueden combinar para crear una estrategia que de solución a la problemática concreta. La decisión sobre

que tratamiento es el idóneo no es simple, ya que, entre otras cosas, puede haber soluciones tecnológicas muy diferentes que cubran los objetivos con la misma efectividad. En este sentido se han desarrollado metodologías para facilitar el proceso de decisión sobre el sistema de tratamiento más adecuado en una situación concreta (Campos *et al.*, 2004; Farrés *et al.*, 2004).

Las opciones de tratamiento se pueden agrupar de acuerdo con el objetivo final que se quiere conseguir, este depende básicamente de la problemática que se quiera resolver, de las características de la explotación y del grado de excedencia de nutrientes, y de la seguridad o confianza que puede dar el subministrador de la tecnología.

Si se hace referencia únicamente al balance de nitrógeno de la explotación nos podemos encontrar en dos situaciones diferentes: equilibrio o excedente. En situación de equilibrio una correcta gestión agraria de las deyecciones puede ser suficiente, no obstante, en función de las circunstancias puede ser interesante implantar algún tipo de tratamiento para mejorar la gestión de las deyecciones: separador de fases, compostaje, digestión anaerobia, etc. En situaciones de excedente de nitrógeno las soluciones a adoptar son más complejas. En la Figura 9, sin ser exhaustivos, se muestran diversas estrategias de tratamiento aplicables en situaciones de excedente de nitrógeno.

Los tratamientos (a) y (b) de la Figura 11 basan el tratamiento en una estabilización de la materia orgánica mediante la digestión anaerobia y producción de biogás, combinada con un proceso de *stripping/absorción* para recuperar nitrógeno, o con un proceso de *evaporación-secado*, para exportar un producto seco con alto contenido nutricional. Los tratamientos (c), (d) y (e) basan su estrategia de tratamiento en un proceso de eliminación de nitrógeno mediante *nitrificación-desnitrificación*, como proceso único, o combinado con un proceso de *compostaje* y un proceso de *evaporación-secado*. Destacar, que tanto la estrategia (b) como la (e) requieren de una fuente de energía barata para su desarrollo; este hecho implica que estos procesos solo sean viables cuando se combinan con un proceso de cogeneración.



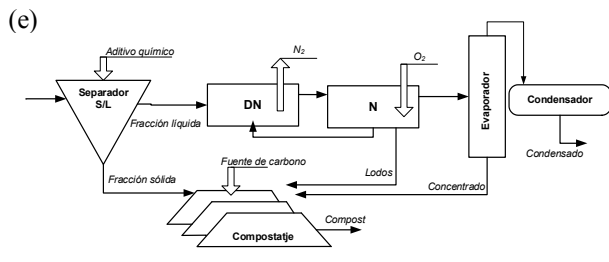


Figura 11. Diagramas de flujo de posibles estrategias de tratamiento en situaciones de excedente de nitrógeno (Campos et al., 2004)

VALORACIÓN ECONÓMICA DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO

El desarrollo de la tecnología para el tratamiento de purines está suficientemente avanzado para poder garantizar unos buenos rendimientos de los sistemas que se ofertan si se operan correctamente. No obstante la implantación de estos sistemas no se ha generalizado tanto como se podría esperar, debido, en la mayoría de los casos, al alto coste económico en su implantación y explotación.

Para evaluar económicamente un sistema de tratamiento, es necesario no solo conocer los costes de los equipos sino también los de la obra civil necesaria para instalarlos, así como los costes de explotación.

En muchos casos se puede aprovechar balsas o estercoleros existentes para instalar los equipos y así reducir el coste, este es el motivo por lo que en muchas ocasiones esta partida del presupuesto, que puede llegar a ser muy importante, no se presenta en las ofertas de las empresas.

La determinación de los costes de explotación, no es fácil ya que es una medida marcada por la subjetividad. Los motivos de esta subjetividad son entre otros:

- sistema de medida de los diferentes factores que intervienen (unidades adecuadas),
- valoración económica de los consumos que están sometidos a oscilaciones,
- dificultad en repercutir algunos costes indirectos.

Es necesario fijar previamente unos criterios que se mantendrán a lo largo del cálculo y el tiempo, para minimizar así las incertidumbres del importe atribuido al coste. Un buen control de costes, que considere como mínimo: costes de amortización de activos, costes de personal, electricidad, reactivos, mantenimiento, tramitaciones, transporte y analíticas; es imprescindible para poder atribuir un coste por m³ de deyección tratada.

Una vez determinado el coste unitario del sistema de tratamiento (si estamos en la etapa de toma de decisión previa a la instalación del sistema de tratamiento, se utilizara el coste unitario presentado por la empresa); es necesario calcular el coste que comportará la nueva gestión de las deyecciones. Esta se puede haber modificada, entre otras cosas, por el transporte de fracciones sólidas resultantes a parcelas más lejanas, o la gestión de la fracción líquida tratada en parcelas cercanas, etc.

Este coste global calculado es el que se ha de comparar con el coste de gestión que se tenía previo a la instalación del sistema de tratamiento, coste muchas veces desconocido. En muchos casos el nuevo coste de gestión de las deyecciones ganaderas puede resultar más caro, no obstante la mejora en la gestión y aplicación se debe considerar como una ganancia ambiental que marcará el futuro de las explotaciones ganaderas.

CONCLUSIONES

Gestionar correctamente las deyecciones ganaderas no sólo es imprescindible para mejorar su eficiencia como abono y para prevenir problemas de contaminación, sino también para evitar los cada vez más frecuentes problemas de convivencia entre ganaderos-agricultores y una población mayoritariamente urbana alejada de la mentalidad agraria. Frente a esta situación los sistemas de tratamiento son una herramienta indispensable; los altos costes derivados de su implantación y explotación son el escollo más importante a superar. La internalización de los costes derivados de una gestión ambientalmente correcta de las deyecciones es, tal vez, el factor limitante para el futuro desarrollo del sector ganadero.

REFERENCIAS

- Ahn, Y.H., Hwang, I.-S., Min, K.-S. (2004). ANAMMOX and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggery waste. *Water Science and Technology*. 49 (5-6), 145-153.
- Ahring, B.K., Angelidaki, I., Johansen, K. (1992). Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. *Water Science and Technology*, 25 (7), 311-318.
- Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1994). Anaerobic thermophilic digestion of manure at different ammonia loads: effect of temperature. *Water Research*. 28 (3), 560-564.
- Angenent, L.T., Karim, K., Al-Dahhan, M.H., Dominguez-Espionosa, R. (2004). Production of bioenergy and biochemicals from industrial and agricultural wastewater. *Trends in Biotechnology*. 22 (9), 477-485.
- Aran, M. (2001). Análisis del suelo y de las plantas como herramienta de gestión agronómica y medioambiental. *En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J., Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida. 175-187.
- Barkeley, N. P., Farrell, C., Williams, T. (1993). Emerging Technology. Electro-pure alternating current electrocoagulation. Superfund Innovative Technology Evaluation EPA/540/S-93/504
- BD-USD, Bioenergy Department-University of Southern Denmark (2000). Danish centralised biogas plants. Plants descriptions. BioPress, Copenhagen. 27 p.
- Béline, F., Daumer, M.L., Guiziou, F. (2004). Biological aerobic treatment of pig slurry in France: nutrients removal efficiency and separation performances. *Transactions of the ASAE*. 47(3), 857-864.
- Bonmatí, A. (2001). Usos de l'energia tèrmica per a la millora del procés de digestió anaeròbia de purins de porc i per a la recuperació de productes d'interès. Tesis doctoral. UdL. Lleida.
- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003a). Air stripping of ammonia from pig slurry: characterisation and feasibility as a pre- or post- treatment to mesophilic anaerobic digestion. *Waste Management*. 23(3), 261-272.
- Bonmatí, A., Flotats, X. (2003b). Pig slurry concentration by vacuum evaporation: influence of previous mesophilic anaerobic process. *Journal of the Air and Waste Management Association*. 53(1), 21-31.
- Boursier H., Béline F., Paul E. (2005). Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design. *Bioresource Technology*. 96 (3), 351-358.
- Burton, C.H., Turner, C. (2003). Manure management. Treatment strategies for sustainable agriculture. Silsoe Research Institute. 2nd Edition. Bedford, UK. 181 p.
- Campos, E., Palatsi, J., Flotats, X. (1999). Codigestion of pig slurry and organic wastes from food industry. Volume II, 192-195. *In: Proceedings of the II international symposium on anaerobic digestion of solid waste*, Barcelona.
- Campos, E., Flotats, X., Casañe, A., Palatsi, J., Bonmatí, A. (2000). Anaerobic codigestion of pig slurry with olive bleaching earth. Volume II, 57-60. *In: Proceedings of VI Oficina e seminario latinoamericano de digestao anaeròbia*. Recife (Brasil).

- Campos, E., Illa, J., Magrí, A., Palatsi, J., Solé, F., Flotats, X. (2004). Guia de tractaments de les dejeccions ramaderes. ARC y DARP Generalitat de Catalunya. ([http:// www.arc-cat/ca/altres/purins/guia.html](http://www.arc-cat/ca/altres/purins/guia.html)).
- Carrasco, I i Villar J.M. (2001). Uso de inhibidores de la nitrificación en suelos fertilizados con purines de cerdo. En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos. Boixadera, J. i Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida. 245-260.
- Choi, E., Eum, Y. (2002). Strategy for nitrogen removal from piggery waste. *Water Science and Technology*. 46 (6-7), 347-354.
- DEA, Danish Energy Agency (1995). Progress report on the economy of centralized biogas plants. BioPress, Copenhagen. 34 p.
- Dentel, S.K., Strogen, B., Chiu, P. (2004). Direct generation of electricity form sludges and other liquid wastes. *Water Science and Technology*. 50 (9), 161-168.
- DIAFE, Danish Institute of Agricultural and Fisheries Economics (1999). Centralised biogas plants. Integrated energy production, waste treatment and nutrient redistribution facilities. BioPress, Copenhagen. 30 p.
- FEC Services (2003). Anaerobic digestion, storage, oligolysis, lime heat and aerobic treatment of livestock manures. Final report.
- Farrés, M., Gorchs, C., Bonmatí, A. (2004). Metodología para la selección del modelo de gestión de purines a nivel de explotación. *Residuos*. 79, 128-139.
- Flotats, X., Bonmatí, A., Campos, E., Antúnez, M. (1999). Ensayos en discontinuo de codigestión anaerobia termofílica de purines de cerdo y lodos residuales. *Información Tecnológica*. 10 (1), 79-85.
- Flotats, X., Campos, E., Bonmatí, A. (1998). Tecnologías para la modificación de las características de los residuos: caracterización general de métodos.. *En: Aprovechamiento agronómico de residuos orgánicos*. Editorial Paperkite. Lleida.
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J. (2004). Concentración de deyecciones ganaderas mediante procesos térmicos. *En: II Encuentro internacional gestión de residuos orgánicos*. Pamplona.
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J. Bonmatí, A. (2001). Tratamiento de residuos orgánicos y valorización agrícola. *En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J., Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida. 17-36.
- Flotats, X., Campos, E., Palatsi, J., Bonmatí, X. (2001). Digestión anaerobia de purines de cerdo y codigestión con residuos de la industria alimentaria. *Porci; Monografías de actualidad*, 65, pp 51-65.
- Flotats, X., Magrí, A., Palatsi, J. (2006). Tractament de les dejeccions ramaderes. *Bones pràctiques agràries*. 19-23
- Ford M., Fleming R. (2002). Mechanical solid-liquid separation of livestock manure. Literature review. Ridgetown College. University of Guelph. Ontario (Canada). (http://www.ridgetownc.on.ca/Research/documents/fleming_separator.pdf).
- Gil, F. (2001). Aplicación de residuos orgánicos, fósforo y calidad del suelo *En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J., Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida. 143-158.
- Gurri, A. (2004). ABT: Planta de purines en Calldetenes. *PORCpress*. 29, 6-14.
- Hartmann, H., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (2003). Co-digestion of the organic fraction of municipal waste with other waste types. In J. Mata-Alvarez, Ed., *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*. IWA Publishing. Pp 181-199.
- Haug, R.T. (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Lewis Publishers. Boca Raton. USA. 717 p.
- He, B.J., Zhang, Y., Funk, T.I., Riskowski, G.L., Yin, Y. (2000a) Thermochemical conversion of swine manure: an alternative process for waste treatment and renewable energy production. *Transactions of the ASAE*. 43 (6), 1827- 1833.
- He, B.J., Zhang, Y., Yin, Y., Funk, T.I., Riskowski, G.L. (2000b) Operating temperature and retention time effects on the thermochemical conversion process of swine manure. *Transactions of the ASAE*. 43 (6), 1821- 1825.

- He, B. J., Zhang, Y., Yin, Y., Funk, T.I., Riskowski, G.L. (2001) Preliminary characterization of raw oil products from the thermochemical conversion of swine manure. *Transactions of the ASAE*. 44 (6), 1865- 1871.
- Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.I.C., Arvin, E. (1995). *Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag. Berlin. 383 p.
- Holmes, D.E., Bond, D.R., O'Neill, R.A., Reimers, C.E., Tender, L.R., Lovley, D.R. (2004). Microbial communities associated with electrodes harvesting electricity form a variety of aquatic sediments. *Microbial Ecology*. 48(2), 178-190.
- Holt, P.K., Barton, G.W., Mitchell, C.A. (2005). The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere*. 59(3), 355-367.
- Hwang, I.S., Min, K.S., Choi, E., Yun, Z. (2005). Nitrogen removal from piggery waste using the combined SHARON and ANAMMOX process. *Water Science and Technology*. 52(10-11), 487-494.
- Irvine R.L., Ketchum L.H. (1989). Sequencing batch reactors for biological wastewater treatment. *CRC Critical Reviews on Environmental Control*. 18(4), 255-294.
- Juteau, P., Godbout, S., Joneas, R., Beaudet, R., Marquis, A. (2003). The scale-up of a thermophilic batch aerobic treatment plant for pig slurry, from the laboratory to an on-farm pilot plant. The Canadian society for engineering in agricultural, food and biological systems CSAE/SCGR 2003 Meeting. Montreal, Québec.
- LAF (1999). *Avaluació i aprofitament dels residus orgànics d'origen ramader en agricultura*. Quaderns de divulgació, núm. 5. Laboratori d'Anàlisis i Fertilitat de sols. Sidamon, Lleida. 24 pp.
- Lekuona, A. (2004). Planta de tratamiento de purines de Egiluze. *Retema*. 103:20-24.
- Liu, H., Ramnarayanan, R., Logan, B.E. (2004). Production of electricity during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell. *Environmental Science and Technology*. 38 (7), 2281-2285.
- Llagostera, R., Pigem, J., Salgot, M. (2005). Tratamiento avanzado de purines. *Tecnología utilizada en la planta de Sant Climent de Peralta. Ingeniería Química*. 425:148-150.
- Lovley, D.R. (2006) Microbial fuel cells: novel microbial physiologies and engineering approaches. *Current Opinion in Biotechnology*, 17 (3), 327-332.
- Logan, B.E. (2004). Extracting hydrogen and electricity form renewable resources. *Environmental Science and Technology*. 38 (9), 160A-167A.
- Logan, B.E., Murano, C., Scott, K., Gray, N.D., Head, I.M. (2005). Electricity generation from cysteine in a microbial fuel cell. *Water Research*. 39 (5), 942-952.
- Magrí, A., Flotats, X. (2000). Tratamiento de la fracción líquida de purines de cerdo mediante un reactor discontinuo secuencial (SBR). *Residuos*. 57, 84-88.
- Magrí, A., Palatsi, J., Flotats, X. (2006). Tractament de les dejeccions ramaderes. *Dossier Tècnic - Bones Pràctiques Agràries (II)*. 14, 19-23.
- Magrí, A., Solé-Mauri, F., Illa, J., Flotats, X. (2006). Estudio de procesos biológicos de tratamiento de residuos basado en la modelización. *Residuos*. 90, 24-32.
- Min, B., Kim, J-R., Oh, S-E., Regan, J.M., Logan, B.E. (2005) Electricity generation from swine wastewater using microbial fuel cells *Waste Reserch*, 39, 4961-4968.
- Møller, H.B., Sommer S.G., Ahring B.K. (2002). Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. *Bioresource Technology*. 85 (2), 189-196.
- Mulder, A., van de Graaf, A.A., Robertson, L.A., Kuenen, J.G. (1995). Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiology Ecology*. 16 (3), 177-183.
- Oh, S.E., Logan, B.E. (2005). Hydrogen and electricity production form a food processing wastewater using fermentation and microbial fuel cell technologies. *Water Research*. 39 (19), 4673-4682.
- Pinto, M., Del Prado, A., Castellón, A., Merino, P. (2001). Dinámica del nitrógeno en relación a los residuos y cálculo de dosis a aplicar. *En: Aplicación agrícola de residuos orgánicos*. Boixadera, J., Teira, M.R. (eds). Edicions Universitat de Lleida. 105-122.

- Reimers, C.E., Tender, L.M., Ferig, S., Wang, W. (2001) Harvesting energy form marine sediment-water interface. *Environmental Science and Technology*. 35 (1), 192-195.
- Rodríguez, J. (2001). TRACJUSA: Animal litter treatment plant producing biogas with an associated 16.3 MW cogeneration plant in Juneda (Lleida) *Infopower* 34, 19-45.
- Rodríguez, J. (2003). Plant for biological processing of pig slurry with associated CHP Developer by Ros Roca in Langa de Duero, Soria, Spain. *Infopower*. 67-89.
- Rulkens, W.H., Klapwijk, A., Willers, H.C. (1998). Recovery of valuable nitrogen compounds from agricultural liquid wastes: potential possibilities, bottlenecks and future technological challenges. *Environmental Pollution*. 102 (S1), 727-735.
- Sanchez, M. (2006). Gestión integral de explotaciones ganaderas. En: 'Curso de especialización en la gestión de la producción ganadera. Módulo 5. Medio Ambiente y gestión de los purines'. Granada
- Saña, J., Soliva, M. (1987). El compostatge: procés, sistemes i aplicacions. *Quaderns d'Ecologia Aplicada* nº 11. Diputació de Barcelona. Servei de Medi Ambient. 98 pp.
- Soliva, M. (2001). Compostatge i gestió de residus orgànics. *Estudis i Monografies*, 21. Servei de Medi Ambient de la Diputació de Barcelona.
- Strous, M., Van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1997). Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations. *Water Research*. 31 (8), 1955-1962.
- Tilche, A., Bortone, G., Malaspina, F., Piccinini, S., Stante, L. (2001). Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: results and modelling. *Water Science and Technology*. 43(3), 363-371.

