Beta

Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

Demostració de la capacitat de reducció d'antibiòtics en tecnologies de tractament de purins

Guia tècnica d'assessorament per al sector ramader

UNIVERSITAT DE VIC
UNIVERSITAT CENTRAL
DE CATALUNYA

Autors

Beta
Biodiversitat, Ecologia, Tecnologia Ambiental i Alimentària

UNIVERSITAT DE VIC
UNIVERSITAT CENTRAL
DE CATALUNYA

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

ICRA

Meritxell Gros (mgros@icra.cat)

Col·laborador

Jordi Serratosa (jordi.serratosa@uab.cat)

Amb el finançament de:

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

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

Activitat finançada a través de l'operació 01.02.01 de "Transferència Tecnològica del Programa de desenvolupament rural de Catalunya 2014-2020"

Índex

1. Resum 4

2. Objectius 8

3. Ús de fàrmacs i antibiòtics al sector ramader 11

3.1. Situació actual del sector ramader a Espanya i Catalunya 12

3.2. Impactes associats a l'aplicació de dejeccions ramaderes i subproductes com a fertilitzants 12

3.2.1. Destí i impacte ambiental dels nitrats 12

3.2.2. Destí i impacte ambiental de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari 15

3.2.3. Dispersió de gens de resistència als antibiòtics en el medi ambient i els seus potencials impactes 17

3.3. Legislació 18

3.3.1. Marc regulador de la gestió de la contaminació per nitrats d'origen agrari 18

3.3.2. Requeriments de les agències reguladores en relació a la contaminació ambiental de fàrmacs 21

3.3.3. Alineació de la present guia tècnica amb les estratègies reguladores anticipades 24

4. Selecció de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari 28

5. Reducció de fàrmacs i antibiòtics en plantes de tractament de dejeccions ramaderes 31

5.1. Descripció de les plantes de tractament de dejeccions ramaderes seleccionades 33

5.1.1. Planta basada en digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa 33

5.1.2. Planta basada en separació de fases i nitrificació-desnitrificació 33

5.1.3. Planta de compostatge 35

5.2. Eficàcia de les tecnologies per la reducció/concentració de nutrients i antibiòtics 35

5.2.1. Tractaments biològics 35

5.2.2. Tractaments físics 42

5.3. Integració de les tecnologies en trens de tractament 49

5.3.1. Planta de tractament basada en la digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa 49

5.3.2. Planta de tractament basada en la separació de fases i nitrificació-desnitrificació 51

5.3.3. Planta de compostatge 54

5.4. Gens de resistència als antibiòtics 55

6. Conclusions i recomanacions 59

7. Definicions 62

8. Bibliografia 65

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

1
Resum

1. Resum

El tractament de moltes malalties tant en humans com en animals depèn de l'accés a productes farmacèutics eficaços. Tot i això, ja fa més de tres dècades que la comunitat científica va identificar l'impacte ambiental que pot suposar la introducció continuada de fàrmacs en el medi ambient. La pseudopersistència d'aquestes substàncies en el medi ambient és particularment preocupant degut també als possibles efectes que poden desencadenar a la salut humana[1]. Són nombrosos els estudis científics i els informes de vigilància ambiental que demostren els efectes i el risc que suposa la exposició crònica (i també puntual) a aquests compostos en els ecosistemes aquàtics i terrestres, afectant a organismes de tota l'escala tròfica[2,3]. A més, el desenvolupament i la dispersió de resistències bacterianes als antibiòtics[4,5] en el medi ambient, provocada pel consum continuat d'aquests fàrmacs en medicina humana i veterinària, són temes de preocupació creixent per a la salut humana. Encara queda un llarg camí per explorar aquesta problemàtica i és necessari quantificar el risc de transmissió de resistències des del medi ambient cap als humans. Malgrat això, és fonamental abordar aquest tema aplicant el principi de precaució[6], sobretot considerant les correlacions que s'han trobat entre la incidència d'infeccions provocades per bacteris patògens resistents a antibiòtics i l'activitat agrícola i ramadera[7].

Els residus dels productes farmacèutics poden passar al medi ambient durant la seva fabricació, a través del seu ús i en el moment de la seva eliminació. L'ús continuat de fàrmacs, el seu metabolisme incomplert i la poca eficàcia de les tecnologies del tractament d'aigües residuals per eliminar la presència d'aquests compostos, ha propiciat la pseudopersistència d'aquests contaminants en el medi ambient[8]. El cas dels fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari és particularment rellevant ja que la intensificació de la ramaderia, tot i els esforços del sector en els últims anys per reduir el seu subministrament, considera el consum d'aquestes substàncies per no només tractar, sinó també per prevenir, infeccions associades a instal·lacions d'alta densitat animal. Aquests compostos es detecten en les dejeccions ramaderes i la seva aplicació com a fertilitzant en camps agrícoles pot constituir una important via d'entrada al medi ambient. Actualment, l'aplicació agrícola de dejeccions ramaderes o de fertilitzants produïts a partir de dejeccions ramaderes amb alt contingut de nutrients es planteja com una pràctica sostenible de reutilització d'aquests subproductes, ja que afavoreix l'autogestió d'aquests material, reduint costos, nivells de contaminants (per exemple fàrmacs i nutrients) i afavorint l'economia circular en el sector agrícola[9,10].

El marc regulador actual només contempla l'emissió de nutrients al medi ambient com una pràctica que amenaça el seu bon estat químic i ecològic[11,12]. Per aquest motiu, les directives actuals en qualitat d'aigües i sòls, regulen les quantitats màximes permeses de nitrats procedents de fonts agràries[11]. Pel contrari, i malgrat les successives llistes de vigilància ambiental proposades per la Comissió Europea (CE) que inclouen fàrmacs i antibiòtics[13–15], no existeix a l'actualitat una mesura reguladora que fixi les quantitats màximes permeses d'aquests contaminants al medi ambient. No obstant, les evidències científiques han comportat una creixent preocupació a la Unió Europea (UE) respecte a la presència i distribució de fàrmacs i antibiòtics al medi ambient, així com l'evolució i dispersió de resistències antibacterianes als antibiòtics. Així, la CE proposa prendre mesures d'acció i s'anticipen requeriments i obligacions per mitigar els efectes adversos d'aquests contaminants als ecosistemes i conseqüències negatives a la salut humana[16].

El potencial de les tecnologies instal·lades en les plantes de tractament de dejeccions ramaderes per eliminar i/o concentrar nutrients, i generar fertilitzants orgànics d'elevat valor agrícola, ha estat àmpliament demostrat. Tanmateix, a dia d'avui, la informació disponible sobre la capacitat d'aquests sistemes per reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics d'origen veterinari és molt limitada. En conseqüència, els estudis realitzats pel Centre Tecnològic BETA de la Universitat de Vic - Universitat Central de Catalunya (CT BETA, UVic-UCC) i l'Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA) s'ha centrat en: i) avaluar l'eficàcia de quatre tecnologies consolidades (separació de fases, digestió anaeròbia, nitrificació-desnitrificació i compostatge) i un tractament innovador (osmosis inversa) per reduir la presència de fàrmacs i antibiòtics i gens de resistència a antibiòtics en purins d'origen porcí i boví, ii) identificar les corrents del procés on tenen tendència a acumular-se aquests compostos, i iii) avaluar la necessitat d'implementar tecnologies de tractament addicionals per minimitzar el risc potencial associat a l'ús dels productes obtinguts com fertilitzants en agricultura.

Els resultats obtinguts en el marc d'aquests estudis han estat publicats en dues revistes científiques. El primer d'ells "*Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale onfarm livestock waste treatment plant*" està focalitzat en una planta de tractament de residus ramaders basada en digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa; mentre que la segona publicació "*Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems*" engloba els resultats obtinguts en una planta de tractament de purins d'origen porcí basada en separació de fases i nitrificació-desnitrificació. Els resultats obtinguts referents al potencial del procés de compostatge per reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics detectats en els fems bovins també seran publicats pròximament per la seva difusió a l'àmbit científic.

El projecte "Ajudes a les activitats de Demostració", liderat pel CT BETA, per l'elaboració del present document, consisteix en l'estudi de la capacitat de reducció de fàrmacs i antibiòtics mitjançant tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes (basats en els resultats ja publicats i pendent de publicar en articles científics abans mencionats) i l'elaboració d'una guia tècnica per l'assessorament del sector ramader. Així, a més dels estudis científics ja publicats, aquesta guia enfoca la presentació de la problemàtica i dels resultats obtinguts i proposa una sèrie de recomanacions a seguir per a la gestió de dejeccions ramaderes i la seva valorització com a fertilitzants en camps de cultiu, basant-se en els interessos del sector ramader. Per altra banda, la compilació dels resultats obtinguts en els estudis de reducció de nivells de fàrmacs i antibiòtics en les tecnologies de separació sòlid-líquid, NDN, digestió anaeròbia i osmosi inversa, i compostatge, significarà una aportació important de coneixement per al sector, que propiciarà la creació de noves regulacions, d'acord amb les evidències científiques, quan s'implantin futures directives europees referents al contingut de fàrmacs i antibiòtics en fertilitzants orgànics.

La fertilització de camps de cultius amb dejeccions ramaderes pot suposar un problema pel medi ambient si no es tracta prèviament de manera adequada. La dispersió de fàrmacs, antibiòtics i gens de resistència al medi ambient pot comportar la reducció de l'eficàcia de productes farmacològics utilitzats en el tractament de malalties tant en animals com en humans. Per aquesta raó, el tractament de les dejeccions ramaderes per a la reducció d'aquests contaminants, a la vegada que per recircular nutrients, es planteja com una de les opcions més viables a curt termini. Indubtablement, la divulgació d'aquesta guia i la sèries de recomanacions proporcionades, ajudarà als usuaris a orientar-se en la utilització òptima de tecnologies per a la reducció de l'impacte actual

que poden generar les dejeccions ramaderes en el medi ambient i les conseqüències en la salut humana, afavorint d'aquesta manera un manteniment sostenible de l'activitat no només ramadera, sinó també agrícola.

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

2
Objectius

2. Objectius

El Centre Tecnològic BETA de la Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya (CT BETA, UVic-UCC), l'Institut Català de Recerca de l'Aigua (ICRA) i empreses del sector, han dut a terme un estudi, dins el marc del projecte "Ajudes a les activitats de Demostració" del Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya, per investigar la presència de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari en dejeccions ramaderes i avaluar la seva reducció i/o eliminació durant els processos de tractament per la seva valorització com a fertilitzants en camps agrícoles.

Els fàrmacs i antibiòtics administrats als animals d'explotacions ramaderes s'excreten parcialment metabolitzats, trobant-se presents en les dejeccions ramaderes en concentracions de l'ordre del nanogram al microgram per kilogram d'excrement. Les tecnologies que s'apliquen actualment per al tractament de purins i fems i la producció de fertilitzants utilitzant aquestes dejeccions com a substrat, estan bàsicament dissenyades per la concentració i/o eliminació de nutrients –principalment nitrogen–. Això és així perquè el marc regulador actual només limita l'índex de càrrega ramadera calculats en base al nitrogen total present a la dejeccions ramaderes per cada municipi. La legislació actual no contempla la presència d'altres contaminants de risc ambiental i per la salut humana com són, entre d'altres, els fàrmacs i els antibiòtics. Malgrat això, els estudis de vigilància ambiental duts a terme en el marc internacional demostren la necessitat urgent de prendre mesures de control i disminució d'emissions i prevenció d'efectes de la presència de fàrmacs i antibiòtics en el medi ambient.

Així doncs, el consorci format per BETA-ICRA-empreses del sector ramader ha pres la iniciativa inspirant-se en el marc regulador que es planteja a curt termini, investigant sobre la capacitat de reducció de nivells de fàrmacs i antibiòtics de les tecnologies aplicades actualment en el tractament de les dejeccions ramaderes[17,18].

OBJECTIU 1: Demostració de la capacitat de les tecnologies convencionals de tractament de dejeccions ramaderes

- Per reduir i/o concentrar nutrients
- Per reduir i/o eliminar concentracions de fàrmacs i antibiòtics presents en dejeccions ramaderes

OBJECTIU 2: Proposar al sector ramader recomanacions per a l'aplicació d'aquestes tecnologies

- Per reduir i/o eliminar la càrrega de fàrmacs i antibiòtics en els efluents
- Per a que la utilització de purins no suposi un risc per al medi ambient, la salut animal i vegetal, ni per a la salut pública

Aquesta guia presenta els resultats obtinguts (articles científics) en els estudis de reducció de determinats fàrmacs i antibiòtics realitzats en plantes reals de tractament de dejeccions ramaderes a la Catalunya Central (NE Espanya)

- *"Destí dels fàrmacs i gens de resistència a antibiòtics en una planta de tractament de residus ramaders" de l'anglès "Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale onfarm livestock waste treatment plant"*[19]
- *"Eliminació de productes farmacèutics en una planta real de tractament de purins de porc sobre els sistemes de separació sòlid-líquid i nitrificació-desnitrificació" de l'anglès "Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems"*[18]
- *"Seguiment de fàrmacs d'ús veterinari, antibiòtics i gens de resistència als antibiòtics en una planta de compostatge per al tractament de residus ramaders" (en preparació) de l'anglès "Tracing veterinary pharmaceuticals, antibiotics and antibiotic resistance genes in a livestock waste composting treatment plant" (in preparation)*

Les activitats dutes a terme en aquest projecte donen resposta a les prioritats de desenvolupament rural de la UE (Reglament UE núm. 1305/2013)[20], i concretament a l'objectiu temàtic 5 (Promoure l'eficiència dels recursos i fomentar el pas a una economia baixa en carboni i capaç d'adaptar-se al canvi climàtic en els sectors agraris, alimentaris i forestals). Específicament, l'activitat de demostració s'emmarca dins l'àmbit estratègic 5C de ***"Gestió eficient de l'aigua, l'energia, les dejeccions agrícoles i la fertilització orgànica"***. Així, aquesta guia tècnica pretén resumir i ***explicar*** de forma ***clara i efectiva*** tota la informació obtinguda al sector ramader per promoure l'aplicació de les tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes i proposar ***estratègies de mitigació*** i ***evitar la propagació*** de fàrmacs, antibiòtics i resistència bacterianes en el medi ambient. Amb la divulgació d'aquest document es pretén també facilitar el subministrament i l'ús de fonts renovables d'energia, subproductes, rebuig, residus i la matèria prima no alimentària restant per ***impulsar*** el desenvolupament de la ***bioeconomia***. Al mateix temps, l'activitat també s'alinea amb la consecució dels objectius plantejat en el recent publicat Decret 153/201911 que planteja la reducció dels impactes ambientals i eventualment a la salut humana, derivats dels excedents de les dejeccions ramaderes. A més, el document coincideix amb el concepte de protecció de la salut propugnat per la OIE, OMS i FAO en l'acord tripartit de protecció de "Una salut-One Health" que engloba la salut ambiental, humana, animal i vegetal.

La indústria agroalimentària és el primer pilar econòmic de l'àrea del Mediterrani, considerat per la RIS3CAT com un dels sectors líders en els quals Catalunya compta amb una avantatge competitiva, massa crítica i oportunitats de futur. De fet, segons les últimes dades del Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació de la Generalitat de Catalunya (DARP), la comunitat té més de 20.000 explotacions ramaderes, pel que el potencial d'aplicabilitat de les tecnologies és molt elevat. Per aquest motiu, tot i que els principals destinataris d'aquest pla de transferència són les explotacions ramaderes, és també d'especial interès el sector de l'agricultura, amb la finalitat que s'utilitzin fertilitzants obtinguts a partir de dejeccions ramaderes en la seva aplicació agrícola.

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

3

Ús de fàrmacs i antibiòtics al sector ramader

3. Ús de fàrmacs i antibiòtics al sector ramader

3.1. Situació actual del sector ramader a Espanya i Catalunya

La ramaderia és una de les principals activitats del sector primari essent el seu principal objectiu la cria, domesticació i explotació d'animals amb finalitats de producció. La producció ramadera de carn va aportar 14.640 M€ a l'economia espanyola a l'any 2018, el que representa al voltant del 1,2% del conjunt del PIB. Espanya és el cinquè país per cens de bestiar boví dins la UE (al voltant de sis milions d'animals), i la quarta potència a nivell mundial en la producció de carn de porc amb un cens al voltant dels 31 milions de caps de porcs a l'any 2018[21].

Aproximadament, el 52% de la producció de porcí a Espanya es concentra al nord-est del país, principalment a les comunitats de Catalunya i Aragó, amb un cens a l'any 2018 de 7,8 i 8,1 milions de porcs, respectivament[22]. Pel que fa al sector boví, Catalunya, Castella i Lleó i Galicia són les comunitats que lideren la producció de carn de boví amb un 51% de la producció estatal registrada al 2018[21].

El sector ramader és un sector estratègic per la seva contribució al PIB de l'economia catalana ja que representa el 64% de la producció agrària, essent la producció de porc la més important (representa un 38,8% de la producció total)[23]. Segons dades publicades pel DARP, a l'any 2018 estaven registrades a Catalunya més de 5.950 explotacions ramaderes de tipus porcí i 6.446 de tipus boví, estant previst un increment exponencial d'aquesta xifra en base a l'evolució del sector en els anys precedents (IDESCAT, 2018). Pel que fa a la distribució territorial, Lleida és la província que lidera la producció de bestiar amb més del 50% de porcí i boví censat al 2018 a Catalunya. A nivell comarcal, les comarques d'Osona i el Segrià tenen el major nombre d'explotacions ramaderes de Catalunya tant de tipus boví (12,0 i 11,1%, respectivament) com de tipus porcí (13,0 i 13,3%, respectivament)[24].

3.2. Impactes associats a l'aplicació de dejeccions ramaderes i subproductes com a fertilitzants

3.2.1. Destí i impacte ambiental dels nitrats

La ramaderia a Europa genera 1.400 milions de tones de dejeccions (***fems i purins***) a l'any. En el cas d'Espanya, la producció de ***dejeccions ramaderes*** és al voltant de 130 milions de tones a l'any, concentrant-se a ***Catalunya*** al voltant del 30% de producció total.

L'ús de fems i purins i la seva valorització com a substrat en la producció de ***biofertilitzants*** per la seva aplicació agrícola és tant ambiental com econòmicament interessant degut a la seva composició rica en nitrogen, fòsfor, potassi i matèria orgànica, entre d'altres nutrients. A més, la reutilització d'aquests subproductes revaloritzats és una pràctica ideal per gestionar l'excedent de dejeccions.

No obstant, en moltes àrees d'Europa –com el cas de Catalunya–, les dejeccions ramaderes poden suposar un problema ambiental i econòmic important si no es gestionen adequadament. En els últims anys, la població de bestiar ha augmentat notablement, i per al contrari, la superfície agrícola on aplicar les dejeccions s'ha mantingut o, en alguns casos, ha disminuït considerablement desencadenant un desequilibri entre generació i aplicació de les dejeccions. Així, la intensificació de l'activitat ramadera ha propiciat la generació de grans quantitats de dejeccions concentrades en àrees molt concretes, el qual dificulta la seva gestió. A més, el contingut elevat d'aigua que caracteritza les dejeccions ramaderes, especialment porcines –al voltant del 80-95% de la seva massa– limita la viabilitat econòmica del seu transport d'àrees excedentàries a àrees deficitàries.

L'aplicació de quantitats en excés de purins als camps de cultiu pot generar un excedent de nutrients –principalment nitrogen i fòsfor– ja que els sòls agrícoles no són capaços de retenir-los i els cultius no tenen capacitat d'extreure'ls. Els compostos residuals que no són retinguts als sòls ni absorbits pels cultius poden fluir mitjançant escorrenties o infiltrar-se al sòl i als aqüífers, comportant una contaminació de les aigües superficials i subterrànies. A més, aquestes dejeccions ramaderes poden presentar altres compostos com fàrmacs i antibiòtics, sals o metalls pesats.

L'excedent de compostos nitrogenats a l'agricultura, especialment nitrats, és el principal responsable del mal estat de les masses d'aigua subterrànies, afectant també les aigües superficials, i de manera local algunes masses d'aigua costera. Un problema habitual de les aigües superficials és l'eutrofització que s'està provocant per l'excés de nutrients a l'aigua, procedents majoritàriament de l'activitat ramadera i agrícola. L'excés de nutrients fa que la vegetació i altres organismes creixin en abundància, consumint gran quantitat d'oxigen dissolt i aportant matèria orgànica en abundància, el que comporta la disminució de la qualitat de l'aigua.

Amb la finalitat de prevenir i reduir la contaminació de les aigües per nitrats d'origen agrícola, es va desenvolupar la Directiva Nitrats (91/676/CE)[25] que va establir la designació de ***zones vulnerables per nitrats*** (ZVN) procedents de fonts agrícoles i l'establiment de Codis de Bones Pràctiques Agràries, entre d'altres mesures. Es declaren com a zones afectades aquelles aigües subterrànies o superficials que superin, o puguin arribar a superar, una concentració de 50 mg/L, i els embassaments, llacs, basses, estuaris i aigües litorals que es trobin, o puguin arribar a estar, en estat d'eutrofització. Les superfícies de terra les quals les escorrenties o filtracions puguin influir en l'estat de les aigües declarades com afectades es designen com a ZVN.

Amb la finalitat de prevenir riscos, el programa d'actuacions per una correcta gestió de dejeccions ramaderes regula les quantitats de nitrogen (en kg/ha), procedents de les dejeccions ramaderes i altres fertilitzants orgànics, que es poden aplicar als cultius, així com els límits màxims permesos en funció de la zona, sigui o no vulnerable. En el cas de les ZVN, la quantitat màxima de nitrogen procedent de les dejeccions ramaderes i altres fertilitzants orgànics que es pot aplicar és de 170 kg N/ha i any.

La Figura 1 mostra, per zones, els diferents intervals d'excedents de nitrogen generats (a) i les ZVN declarades a Catalunya a finals del 2016 –actualment en revisió– (b). La designació de ZVN es revisa cada quatre anys. Si s'observen aquests dos mapes, es pot veure com hi ha una relació entre les zones que tenen més excedents de nitrogen d'origen agrari i la declaració de ZVN. A més, les zones on hi ha més excedent de nitrogen (per exemple, Lleida i Osona) coincideix amb la majoria de masses d'aigua subterrànies amb nivells superiors a 50 mg/L i conseqüentment, com a ZVN.

Aquesta situació ha fomentat el desenvolupament de nous models de gestió i noves tecnologies per al tractament de dejeccions ramaderes amb l'objectiu d'estabilitzar la matèria orgànica, concentrar i/o eliminar nutrients, produir energia i reduir la contaminació de sòls i masses d'aigua.

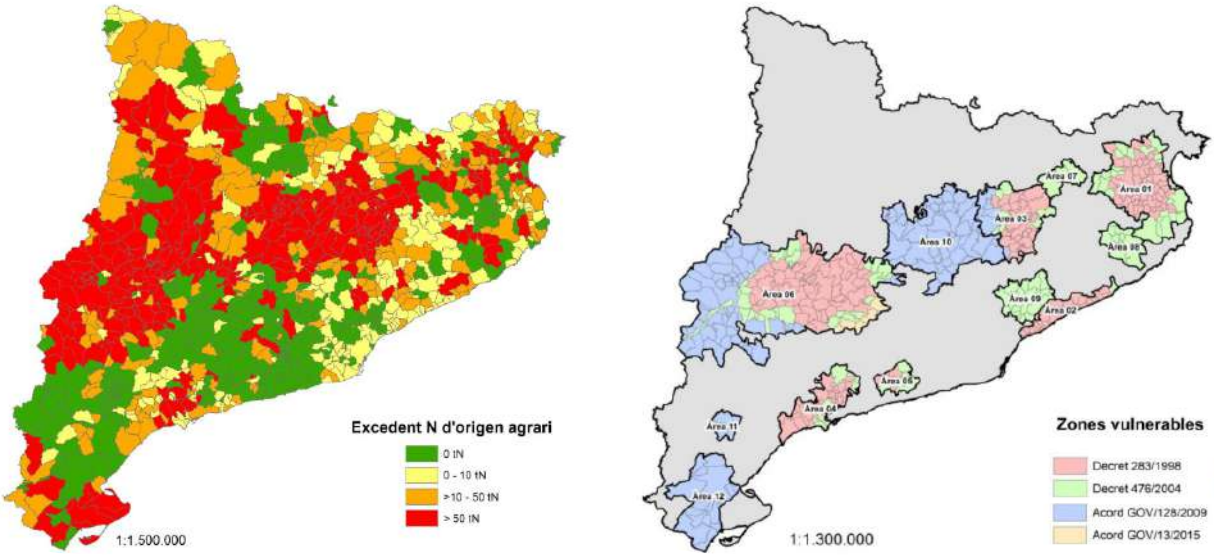

Figura 1. (a) Mapa de generació d'excedents de Nitrogen a Catalunya (ACA, 2016); (b) Mapa de ZVN a Catalunya declarades fins a 2016 (actualment en revisió)

D'acord amb la informació del Pla de gestió del districte de conca fluvial de Catalunya (2016 a 2021), de les trenta-cinc masses d'aigua subterrànies, disset estan en mal estat químic per nitrats. En conseqüència, un 46% del total d'aquestes masses estan afectades per concentracions elevades de nitrats (superiors a 50 mg/L; Figura 2). En el cas de les aigües superficials, els nitrats afecten cinquanta-cinc masses d'aigua superficials, pel que un 22% d'aquestes masses incompleixen els objectius ambientals de nitrats (25 mg/L) i la consecució del bon estat ecològic. El cost econòmic que ha suposat per l'Agència Catalana de l'Aigua (ACA) mitigar la problemàtica de l'aigua potable degut a les zones afectades per nitrats va estar proper a 100 milions d'euros entre els anys 2000 i 2006.

Així mateix, la gran quantitat de dejeccions generades en explotacions intensives de bestiar, amb majors necessitats de fàrmacs (valors mitjos) respecte a les produccions extensives, fa pressuposar que els nivells d'altres contaminants, com són els fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari, estaran també per sobre de les expectatives raonables en el medi ambient exposat a les dejeccions (incloent les aigües superficials i/o les subterrànies). Aquest seria un aspecte sobre el qual es podrien plantejar estudis científics en els propers anys.

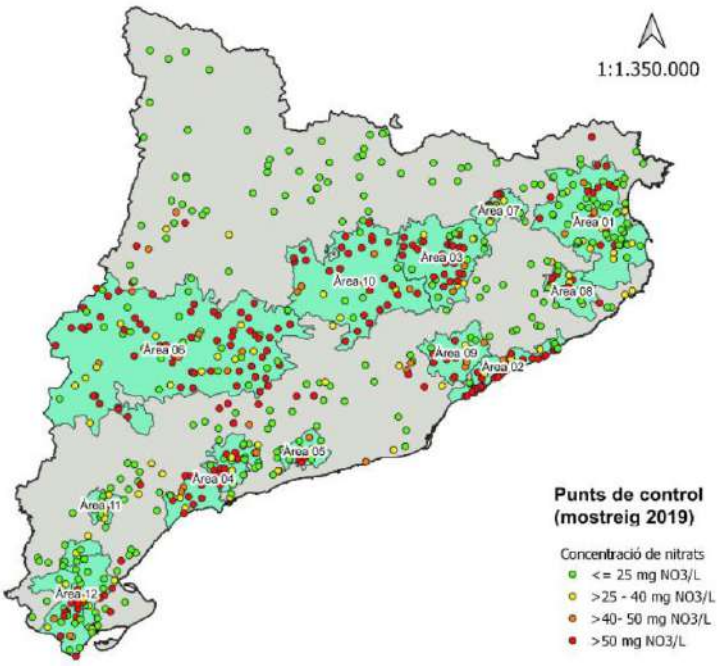

Figura 2. Delimitació de les ZVN i concentració de nitrats en aigües subterrànies (ACA, 2020)

3.2.2. Destí i impacte ambiental de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari

Aquests compostos s'han administrat a la ramaderia durant les últimes quatre dècades, principalment com a i) tractament curatiu de malalties, o ii) tractament sistemàtic preventiu. En funció del grau d'absorció i biodegrabilitat del fàrmac o antibiòtic ingerit i el metabolisme de l'animal tractat, un determinat percentatge de la dosi original pot ser excretat per l'animal com a compost original sense alteració de la seva estructura. Després de ser metabolitzats parcialment, els fàrmacs, antibiòtics i els metabòlits es detecten a les dejeccions ramaderes.

Aquests compostos poden dispersar-se en els sòls agrícoles mitjançant l'aplicació de les dejeccions ramaderes com a fertilitzants en els camps de cultiu. Les principals fonts d'emissió i rutes de distribució que poden seguir els fàrmacs i els antibiòtics veterinaris excretats en les dejeccions ramaderes després de la fertilització dels sòls agrícoles es mostra a la Figura 3. Segons els estudis realitzats, el contingut de fàrmacs i antibiòtics a les dejeccions ramaderes sense tractar, pot arribar a nivells de l'ordre dels 10.000 µg/Kg2[6,27]. Les rutes de dispersió i el transport en el medi ambient de fàrmacs i antibiòtics procedents de dejeccions ramaderes són variades i depenen de les característiques fsicoquímiques, la seva biodisponibililitat, així com de factors ambientals, la presència d'activitat bacteriana, la hidromorfologia i les característiques fisicoquímiques dels diversos compartiments del medi ambient. Així, per exemple i segons la literatura consultada, s'han arribat a trobar fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari en concentracions baixes de sub-µg/L en aigües superficials[28,29] i en aigües subterrànies[30]; de baix ordre en sòls agrícoles (sub-µg/Kg i µg/Kg)[27]; i de diversos ordres de magnitud a l'escala dels µg/Kg en diferents teixits de plantes a nivell de rizosfera i parts aèries, incloent fulles i fruits[27].

El tractament de les dejeccions ramaderes, a part de millorar la seva gestió i regular les concentracions de nutrients, pot ser una bona alternativa per reduir riscos ambientals i en la salut humana.

L'eficàcia del tractament de les dejeccions per eliminar els residus de fàrmacs i antibiòtics depèn de la substància i el grau de tractament. En alguns casos, s'aconsegueix eliminar una quantitat considerable d'aquests residus, mentre que en altres casos, només s'aconsegueix eliminar un percentatge mínim. A dia d'avui, hi ha molt poca informació sobre la capacitat de les tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes per a l'eliminació de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari.

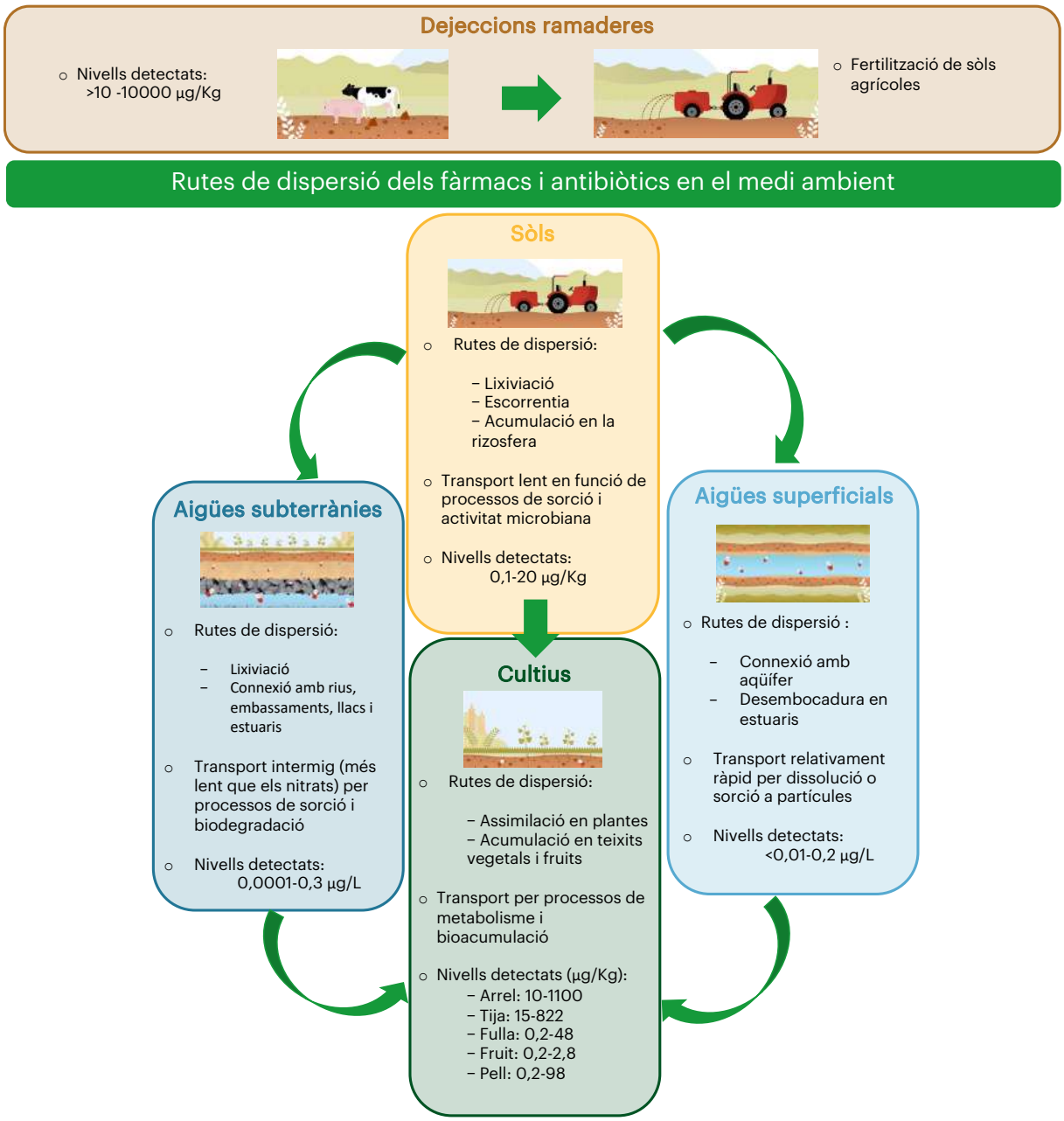

Figura 3. Destí ambiental de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari després de la fertilització de camps de cultiu amb dejeccions ramaderes

Els riscos ambientals que pot suposar la presència i distribució de fàrmacs i antibiòtics no són del tot coneguts. Si bé hi ha informació sobre els efectes ecotoxicològics que alguns fàrmacs poden desencadenar a la flora i la fauna, com antiparasitaris, antimicòtics, antibiòtics i (xeno) estrògens, encara hi ha falta d'informació sobre aquest tema. Malgrat aquests contaminants poden estar presents en el medi ambient a nivells realment baixos (≤ 1.000 µg/L o µg/Kg), són nombrosos els estudis que reporten efectes adversos en organismes exposats. Per exemple, la feminització dels peixos degut a la presència de fàrmacs que poden alterar el sistema endocrí afectant així la seva capacitat de reproducció[31,32]. Un altre exemple són els residus del fàrmac antiinflamatori no esteroide diclofenac, presents en cadàvers de bestiar, que van ser una de les principals causes de la ràpida disminució de voltors a l'Àsia[33,34]. De fet, el diclofenac està prohibit a l'Índia des del 2006. Els residus d'aquest compost també s'han detectat en peixos de rius espanyols[35] o en llúdrigues del Regne Unit[36]. Per altra banda, es creu que la disminució de poblacions d'escarabats a la península Ibèrica està relacionada amb l'ús de l'antiparasitari ivermectina a la ramaderia[37]. A més, s'ha demostrat que els antibiòtics veterinaris alliberats a través de les dejeccions ramaderes en sòls agrícoles poden afectar a la comunitat microbiana del sòl i, en particular, a la seva abundància i diversitat[38]. També s'ha documentat efectes fitotòxics d'aquests compostos[39]. Tots aquests efectes poden alterar el cicle de nutrients i propagar-se per l'escala tròfica desencadenant conseqüències adverses en tot l'ecosistema.

Les principals vies d'exposició humana als residus de fàrmacs i antibiòtics són l'aigua potable i els aliments (fulles, tubercles, productes derivats del peix, productes làctics i carn)[40–42]. Segons l'OMS, els efectes adversos del consum d'aigua potable que contenen residus d'aquests contaminants són poc probables, donades les baixes concentracions que s'han detectat –típicament vàries ordres de magnitud més baixes que la dosi terapèutica[43]–. Malgrat això, l'OMS també assenyala que no es poden ignorar els efectes a llarg termini d'aquests contaminats a la salut humana tenint en compte la seva pseudopersistència i àmplia distribució al medi ambient. Altres estudis assenyalen possibles riscos relacionats amb altres vies d'exposició (manipulació de llots secundaris, pràctiques d'eliminació agrícola, extensió del tractament secundari d'aigües residuals, patrons de consum d'aliments)[44]. Fins a dia d'avui, no s'ha establert un vincle clar entre els fàrmacs i antibiòtics presents en el medi ambients i els impactes directes sobre la salut humana.

En base a aquestes dades, es podria advertir que la producció animal intensiva i l'aplicació de les dejeccions ramaderes en cultius poden desencadenar en problemes mediambientals que podrien arribar a ser molt importants. Tot i això, aquests es podrien reduir considerablement amb una gestió adequada.

3.2.3. Dispersió de gens de resistència als antibiòtics en el medi ambient i els seus potencials impactes

El desenvolupament de resistència als antibiòtics en bacteris és un fenomen natural que pot ocórrer de forma casual o com a resultat de processos de coevolució entre espècies. No obstant, el consum continuat d'antibiòtics, tant en medicina humana com veterinària, pot afavorir la selecció de bacteris resistents al llarg del sistema gastrointestinal dels individus tractats i la conseqüent excreció d'aquests bacteris a través de la femta. Els mecanismes de resistència als antibiòtics poden ser de diferent tipus i són controlats a nivell genètic a través de l'activitat de gens específics anomenats gens de resistència (ARGs). Freqüentment, els ARGs estan continguts en elements genètics mòbils (MGEs), els quals tenen capacitat de ser transferits d'un bacteri a un altre de manera

relativament senzilla. Aquesta transferència pot passar tant entre bacteris presents a l'organisme dels animals tractats com en el medi ambient, una vegada aplicades les dejeccions en els cultius. L'elevada capacitat de dispersió de les resistències a antibiòtics pot tenir impactes directes i indirectes tant en el medi ambient com a la salut humana, i les pràctiques agrícoles i ramaderes poden tenir un paper rellevant en aquest context. Per exemple, en un estudi realitzat als Estats Units d'Amèrica, s'ha detectat una correlació directa entre l'activitat ramadera, l'aplicació de dejeccions animals com a fertilitzants i la incidència d'infeccions per Staphylococcus aureus resistent a la meticil·lina en la comunitat. En general, és conegut que les dejeccions ramaderes, a part de contenir concentracions de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari, poden ser un reservori d'ARGs continguts en MGEs. Alguns estudis han demostrat que la introducció d'antibiòtics, ARGs i MGEs en sòls agrícoles, a través de dejeccions ramaderes com a fertilitzants, pot afavorir la difusió de les resistències als antibiòtics en el medi ambient[38,45] (p. ex. sòls, aigües subterrànies i superficials). A més, estudis recents han detectat ARGs en endòfits bacterians de plantes, posant de manifest el risc de propagació de resistències en cultius destinats a consum humà[46]. Finalment, la dispersió incontrolada de bacteris resistents als antibiòtics en el medi ambient incrementa de forma notable la possibilitat de transferència de la resistència cap a bacteris patògens. Per aquestes raons, la disseminació i transferència d'ARGs és un dels temes de salut pública i animal de major preocupació, ja que pot comprometre seriosament l'efectivitat dels antibiòtics que s'utilitzen de vàries malalties. L'OMS ha catalogat la resistència als antibiòtics com una de les tres principals amenaces per a la salut pública del segle XXI. Es calcula que actualment es produeixin unes 700.000 morts anuals per bacteris patògens resistents, i aquestes s'incrementaran fins als 10 milions a l'any si no s'implementen plans de contenció[47,48]. Per aquesta raó, l'OMS ha desenvolupat un Pla d'Acció Global per abordar la problemàtica de les resistències (OMS, 2015).

Encara que aquest pla té en compte la dispersió de les resistències en el medi ambient, i no només en entorns clínics, no proporciona cap consell sobre el tractament de les aigües residuals o dejeccions ramaderes. Per aquest motiu, a l'any 2017, la UE va adoptar un pla d'acció anomenat ***"One Health" ("Una salut")***[49] contra la disseminació de resistències. El concepte ***"One Health"*** és una estratègia mundial per augmentar la comunicació i la col·laboració interdisciplinar en la cura de la salut de les persones, animals i medi ambient, entenent que totes estan lligades entre sí. Aquest pla fomenta la investigació sobre els buits de coneixement que hi ha al voltant de l'alliberament d'antibiòtics i ARGs i la seva propagació en el medi ambient, així com el desenvolupament de tecnologies per aconseguir la seva reducció i frenar-ne la dispersió. Per una altra banda, l'OMS ha publicat una campanya per optimitzar l'ús d'antibiòtics a la salut humana i animal amb el mateix objectiu de contenir la propagació descontrolada de les resistències a antibiòtics i la seva transferència (OMS, 2017).

3.3. Legislació

3.3.1. Marc regulador de la gestió de la contaminació per nitrats d'origen agrari

Pel que fa les mesures d'actuació per a la gestió i mitigació, o bé prevenció, de la contaminació per nitrats de fonts agràries del medi ambient, el marc regulador actual a Catalunya es fonamenta en el ***Decret 153/2019***[11] de la Generalitat de Catalunya.

L'esquema de la Figura 4 mostra els antecedents i l'evolució de les mesures reguladores referents a la gestió de la contaminació per nitrats en origen agrari –principalment dejeccions ramaderes– d'àmbit d'aplicació en els sectors ramader i agrícola.

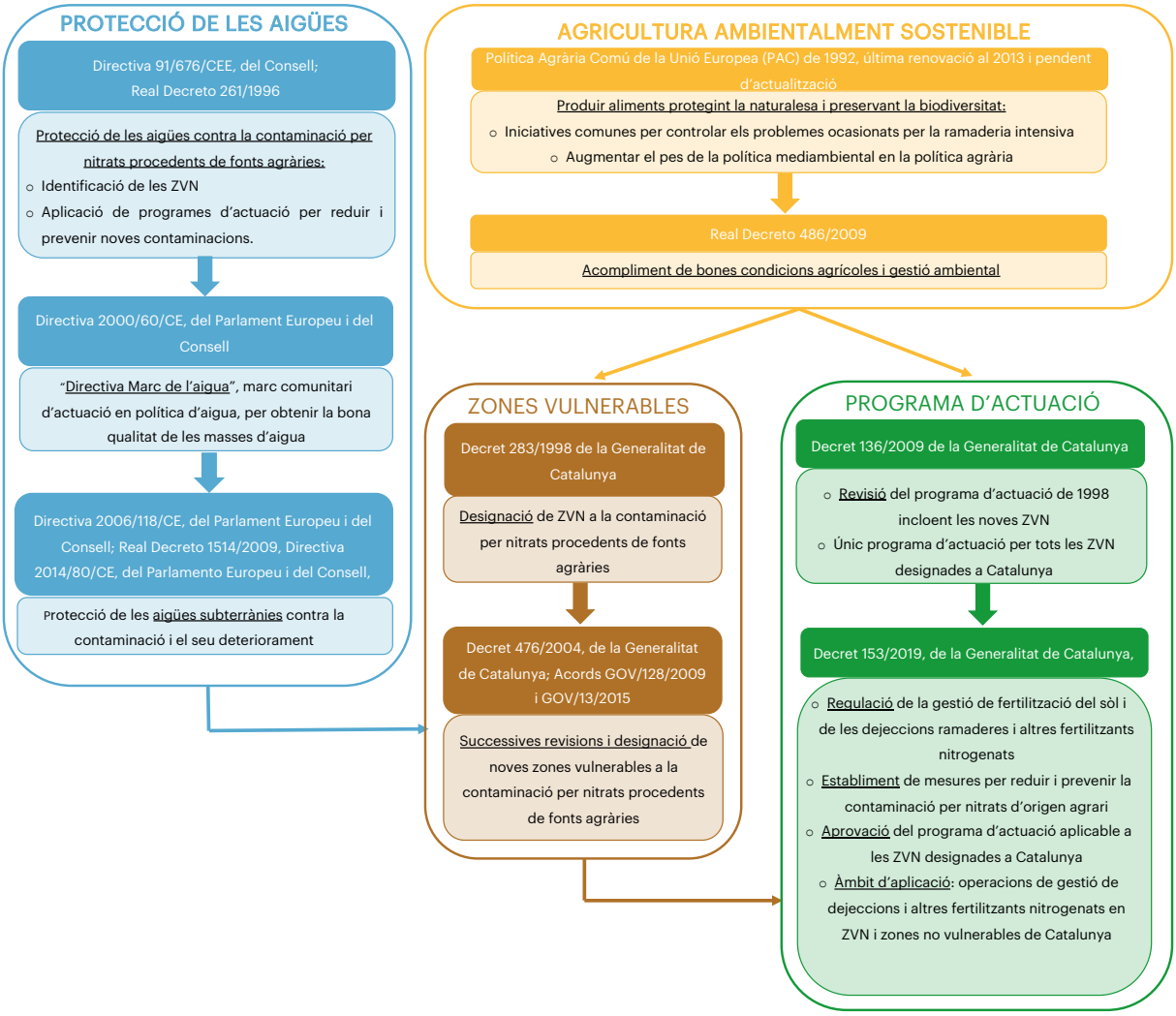

Figura 4. Esquema de l'evolució del marc regulador a Catalunya referent a la contaminació per nitrats d'origen agrari (dejeccions ramaderes i altres fertilitzants nitrogenats).

La ***Directiva 91/676/CEE***[25] va sorgir com una necessitat degut a l'incessant augment dels nivells de nitrats de les masses d'aigües dels estats membres de la UE. De fet, aquestes quantitats de nitrats a les aigües (> 50 mg/L) van arribar a superar els nivells establerts a la Directiva del Consell 75/440/CEE[50], del 16 de juny de 1975, relativa a la qualitat requerida per les aigües superficials destinades a la producció d'aigua potable en els estats membres, modificada per la Directiva 79/869/CEE[51], i la 80/778/CEE[52], del 15 de juliol del 1980, relativa a la qualitat de les aigües destinades al consum humà, modificada per l'Acta d'adhesió del 1985. Així, ***els nitrats procedents de fonts agràries*** es van identificar com la ***causa principal de la contaminació originada per fonts difuses a les masses d'aigua de la UE***. Amb la finalitat de protegir la salut humana, els recursos naturals i els ecosistemes aquàtics, aquesta Directiva va plantejar accions per limitar l'aplicació agrícola de tots els fertilitzants que contenen nitrogen incloent els adobs d'origen animal.

La gestió de les dejeccions ramaderes i altres fertilitzants s'ha de realitzar utilitzant procedi-ments que no posin en perill la salut humana ni perjudiquin el medi ambient i, en particular, que no comportin un risc de contaminació de l'aigua o del sòl.

Amb la finalitat de prevenir aquests riscos, les quantitats de nitrogen procedents de dejeccions ramaderes i altres fertilitzants orgànics que es poden aplicar als cultius estan regulades, i els límits màxims permesos estan regulats en funció de la zona, bé sigui no vulnerable o bé vulnerable.

A més, amb la reforma de la ***Política Agrària Comú de la UE (PAC)*** de 1992, pendent de renovació des de la proposta de 2018[53], la UE va assenyalar el risc que suposa pel medi ambient l'ús excessiu de fertilitzants, tot i la necessitat de l'agricultura comunitària d'utilitzar aquests fertilitzants i altres adobs animals que contenen nitrogen. En aquest sentit, el Real Decreto 486/2009[54], estableix els requisits legals, les bones pràctiques agrícoles i la gestió ambiental que han de complir els agricultors que rebin finançament en el marc de la PAC, així com beneficiaris d'altres programes d'ajudes al desenvolupament rural.

La principal eina de la política europea de l'aigua per reduir la contaminació de les masses d'aigua és la Directiva Marc de l'Aigua ***(DMA, 2000/60/CE)***[12]. La DMA té com a objectiu ***preservar***, ***protegir i millorar la qualitat i l'ús sostenible de les masses d'aigua de la UE***, tenint en compte com a objectiu final aconseguir un bon estat ecològic i químic pel 2027. La ***Directiva d'Aigües Subterrànies (2006/118/CE)***[55] i la revisió dels seus annexos en el 2014 ***(2014/80/CE)***[56], és tanmateix important per a la protecció de les ZVN. En el marc estatal, el ***Real Decreto 1514/2009***[57] regula la protecció de les aigües subterrànies contra la contaminació i el deteriorament establint els criteris i mesures concretes per prevenir i controlar-ne la contaminació.

Arrel de la Directiva 91/676/CEE[25] i de la seva transposició a l'ordenament jurídic espanyol mitjançant el Real Decreto 261/1996[58], les comunitats autònomes van haver de desenvolupar un programa de gestió basat en pràctiques sostenibles. A més del deure de compliment de la DMA12 i de les directives derivades d'aigües subterrànies, va propiciar successives designacions i inclusions de noves ZVN. Així va ser com en el marc de les funcions de control d'acord amb les Directives 91/676/CEE[25] i 2000/60/CE[12] es va establir el ***Decret 136/2009***. En el cas particular de Catalunya, el Decret 136/2009 regulava una quantitat màxima de nitrogen procedent de les dejeccions ramaderes que es poden aplicar directament en sòls de ZVN agrícoles de 170 kg N/ha i any.

Ja que els últims anys no hi ha hagut canvis significatius en la qualitat de les aigües subterrànies respecte als nivells de nitrats, d'acord amb l'article 5.5 de la Directiva 91/676/CEE[25], ha estat necessari adoptar mesures addicionals a les plantejades en el Decret 136/2009, per al que el Decret ***153/2019***[11] ***constitueix un programa d'actuació reforçada***. Aquest programa d'actuació garanteix una reducció efectiva de la càrrega de nitrogen a les aigües subterrànies mitjançant l'adopció de mesures que garanteixin la sostenibilitat ambiental i van encaminades a aconseguir una fertilització d'excel·lència en els sistemes agrícoles de Catalunya.

La gran interrelació que existeix entre la gestió de les dejeccions ramaderes i la fertilització, així com amb la contaminació per nitrats obliga a tractar aquests temes de manera global en una única disposició

Partint de la consideració de les dejeccions ramaderes com a recurs en quant a fertilització, es busca la implicació de tots els agents de la cadena i sobretot del territori de Catalunya.

Referent a la gestió de l'explotació ramadera, també s'ha de tenir en compte la gestió de l'aigua i la gestió de l'alimentació dels animals.

És important destacar –tenint en compte els objectius d'aquesta guia– que l'***actual Decret 153/2019***[11] ***també considera que els desenvolupaments tecnològics en sistemes de tractament de les dejeccions*** han fet que cada cop hi hagi més productes amb una composició i comportament diferents: digerits, fraccions sòlides i líquides, efluents de nitrificació-desnitrificació. En aquest sentit, regula les condicions d'aplicació en base als diversos productes obtinguts. De fet, segons l'Article 12, apartat 12.6 referent a les instal·lacions de tractament de dejeccions ramaderes en origen, el departament competent en matèria d'agricultura i ramaderia de cada regió, ha de difondre a través de la seva pàgina web els rendiments estàndards de les diferents tecnologies de tractament.

3.3.2. Requeriments de les agències reguladores en relació a la contaminació ambiental de fàrmacs

Si bé el tractament de moltes malalties en animals i humans depèn de productes farmacèutics efectius, hi ha evidència suficient de la necessitat de prendre mesures per reduir el risc que suposa que aquestes substàncies arribin en el medi ambient. La preocupació sobre els fàrmacs i antibiòtics ha crescut en els últims anys, particularment per la falta de requeriments legals per a la seva gestió i vigilància com contaminants del medi ambient. La Figura 5 fa un resum de les principals mesures plantejades dins el marc regulador de la UE per la vigilància de fàrmacs i antibiòtics en el medi ambient.

Respecto a las ***llistes de vigilància de substàncies preocupants en aigües superficials (2015/495/CE***[59] ***i 2018/840/CE***[60] és important destacar que ja es van incloure fàrmacs i antibiòtics a la primera llista de vigilància establerta (Taula 1). Els productes farmacèutics inclosos a la Decisió 2015/495/UE pertanyen a tres grups diferents: tres disruptors endocrins, un antiinflamatori no esteroide i tres antibiòtics macròlids, que s'utilitzen tant en medicina humana com veterinària. Posteriorment, es van enumerar dos nous antibiòtics a la Decisió 2018/840/UE: un β-lactàmic i una fluoroquinolona. A més, l'informe tècnic sobre la selecció de substàncies per la tercera llista de vigilància elaborat pel Joint Research Centre per a la CE15 identifica altres fàrmacs i antibiòtics que compleixen els requisits de selecció segons la DMA, i per tant, són candidats a ser inclosos en aquesta llista. Els productes farmacèutics proposats –entre d'altres substàncies preocupants– són altres antibiòtics, fungicides azòlics i un antidepressiu àmpliament utilitzat.

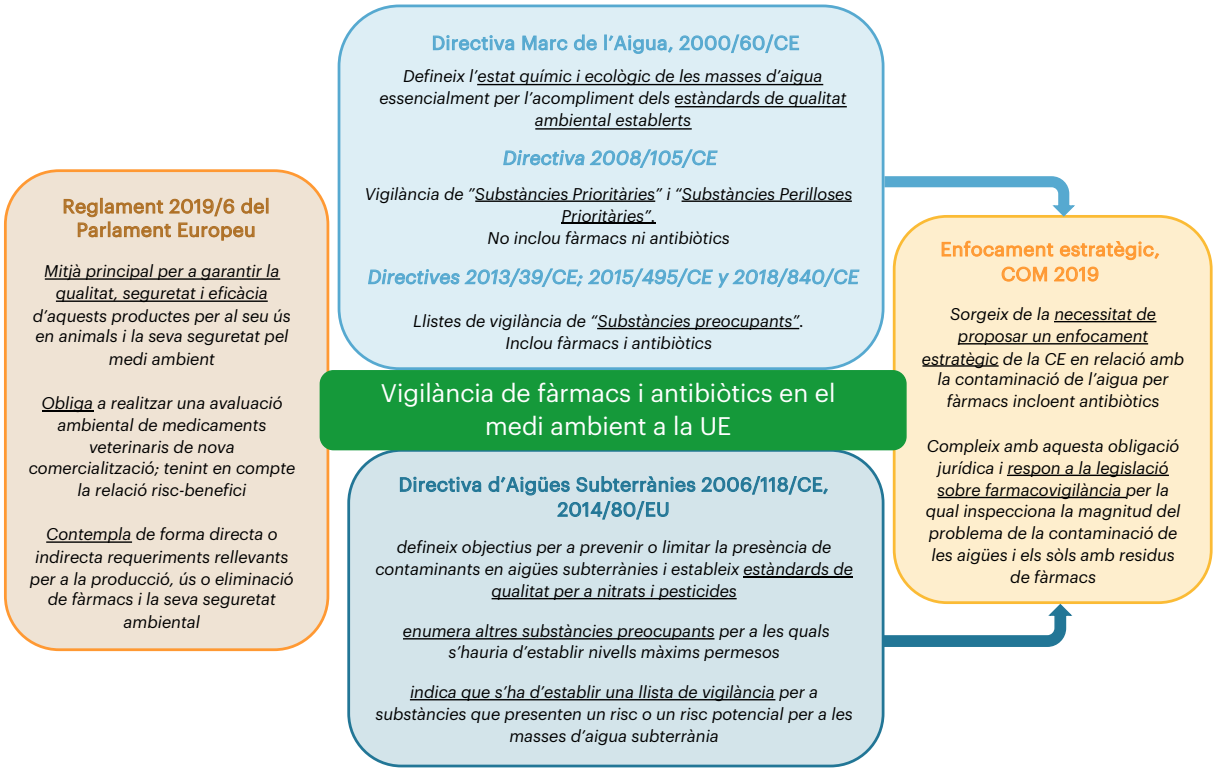

Figura 5. Farmacovigilància en el marc regulador de la UE

Els antibiòtics s'utilitzen per al tractament d'infeccions bacterianes, no obstant, l'aparició i disseminació de bacteris resistents a aquests fàrmacs en el medi aquàtic ha desencadenat una gran preocupació entre els estats membres de la UE. La progressiva inclusió d'una varietat creixent d'antibiòtics a la llista de vigilància és una clara evidència de la preocupació i interès de coneixement que té la UE sobre la presència i disseminació d'aquestes substàncies en les masses d'aigua europees.

Aquestes substàncies incloses a les llistes de vigilància per aigües superficials poden també arribar a les aigües subterrànies degut a l'estreta interacció entre les aigües superficials, com els rius, amb les masses d'aigües subterrànies[61]. Per això, la contaminació dels ecosistemes dependents d'aigües subterrànies com els aiguamolls, fonts i llacs és possible[62]. En base a aquest fet, el grup de treball d'aigües subterrànies de la UE ha establert recentment una metodologia per desenvolupar una llista de vigilància voluntària que inclou productes farmacèutics[63].

Taula 1. Llistes de vigilància de fàrmacs i antibiòtics a efectes de seguiments a nivell de la Unió Europea, conforme amb l'article 8 de la Directiva 2008/105/CE publicades per la Comissió Europea al 2015 i 2018. A més, s'inclouen les substàncies preocupants recentment (2020) proposades per la seva inclusió a la tercera llista de vigilància Nº de CAS: Chemical Abstracts Service (Servei de Resums de Productes Químics). LV: Llista de Vigilància. + : Substàncies incloses a la llista. – : Substàncies eliminades de la llista.

Substància	Grup terapèutic	Nº de CAS	1ª LV 2015	2ª LV 2018	3ª LV 2020
17-alfa-Etinilestradiol	Disruptors endocrins	57-63-6	+		
17-beta-Estradiol		50-28-2	+		
Estrona		53-16-7	+		
Diclofenac	Antiinflamatoris	15307-86-5	+	–	
Eritromicina	Antibiòtics macròlids	114-07-8	+		
Claritromicina		81103-11-9	+		
Azitromicina		83905-01-5	+		
Amoxicil·lina	Antibiòtics penicil·lines	85721-33-1		+	+
Ciprofloxacina	Antibiòtics fluoroquinolones	85721-33-1		+	+
Sulfametoxazol	Antibiòtics Sulfonamides	723-46-6			+
Trimetoprim	Antibiòtics diaminopirimidines	738-70-5			+
Clotrimazol	Antifúngics	23593-75-1			+
Fluconazol		86386-73-4			+
Miconazol		22916-47-8			+
Venlafaxina	Antidepressius	93413-69-5			+
O-desmetil venlafaxina		142761-12-4			+

La UE ha deixat constància de la seva actual preocupació respecte als possibles riscos dels fàrmacs i antibiòtics en el medi ambient amb la recent publicació del document "Enfocament estratègic de la Unió Europea en matèria de productes farmacèutics en el medi ambient" (Comissió Europea 2019)

Aquest enfocament, promou una àmplia cooperació entre totes les parts interessades rellevants al llarg de tot el cicle de vida, incloses les autoritats competents dels estats membres, la indústria farmacèutica, els professionals mèdics i veterinaris, els pacients, els agricultors i la indústria de l'aigua, amb l'objectiu compartit de construir un sistema més sostenible i eficient en l'ús dels recursos en el marc de l'economia circular.

L'enfocament estratègic de la CE[16] s'alinea amb els propòsits a nivell internacional. Tant l'Agenda 2030 de les Nacions Unides, en particular l'Objectiu de Desenvolupament Sostenible 6 –sobre aigua neta i sanejament–, com la declaració ministerial de l'Assemblea de les Nacions Unides pel Medi Ambient del 2017, representen compromisos per actuar respecte a la presència creixent de fàrmacs al medi ambient. A més, els grups internacionals dels cap d'estat G7 i G20, així com l'OMS, han acordat accions sobre la problemàtica de l'aparició i dispersió de resistències bacterianes als antibiòtics. De fet, dins el Pla d'Acció europeu, el principi de "Una sola salut" per lluitar contra la resistència als antibacterians[49] suposa la posada en pràctica parcial del compromís assumit pels G7/G20 i la OMS en relació amb la resistència als antibacterians.

3.3.3. Alineació de la present guia tècnica amb les estratègies reguladores anticipades

El marc regulador de la CE referent al problema de la contaminació per excés de nutrients (com nitrats), així com la pseudopersistència de fàrmacs i antibiòtics i l'aparició de resistències als antibiòtics en el medi ambient, proposa un seguit de mesures i accions a prendre en un futur relativament immediat. Els estudis realitzats i el present document s'anticipen a les diverses estratègies proposades i responen a la crida de la Comissió Europea a contribuir al compliment dels diversos objectius plantejats.

Article 8c de la Directiva 2008/105/CE sobre *"Substàncies prioritàries"*

- Proposa reduir les emissions i pèrdues de fàrmacs i antibiòtics en el medi ambient aquàtic, tenint en compte les necessitats de salut pública i la rendibilitat de les mesures proposades.

Aquesta guia respon a aquest requeriment presentant una avaluació exhaustiva de la capacitat de les tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes actuals per reduir els nivells de fàrmacs i antibiòtics, així com gens de resistència bacterians, proporcionant una àmplia visió de les fonts d'emissió i dispersió d'aquests contaminants procedents de dejeccions ramaderes.

Decret 153/2019 sobre la gestió de la fertilització del sòl i de les dejeccions ramaderes, disposició addicional desena: Revisió de la planificació de gestió de residus

- En el termini de tres anys des de l'entrada en vigor d'aquest Decret, el departament competent en matèria de residus ha d'incloure, dins de la revisió de la planificació de la gestió de residus, noves mesures i actuacions per la valorització agrària dels residus orgànics amb una visió dels residus com a recurs i en el marc d'una economia circular, amb criteris agronòmics, de sostenibilitat i de protecció del sòl.

La present guia proposa recomanacions a seguir en l'aplicació de tecnologies de tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes per a la reducció del contingut de fàrmacs i antibiòtics tenint en compte el risc ambiental que pot suposar la reutilització de les dejeccions ramaderes tractades com a productes de fertilització en agricultura seguint el model d'economia circular sostenible.

Enfocament estratègic de la UE sobre la presència de fàrmacs, antibiòtics i resistències antibacterianes en el medi ambient

- Entre els principals objectius, pretén fomentar la innovació que ajudi a abordar els riscos i a promoure l'economia circular al facilitar la reutilització de recursos com l'aigua, els fangs de depuradora i les dejeccions ramaderes.
- Entre les sis àrees d'acció, la de "reducció del malbaratament i millora de la gestió de residus" assenyala la necessitat, en certes localitzacions, d'aplicar tecnologies més avançades pel tractament de residus.
- Entre les mesures específiques d'aquesta àrea d'acció: "Avaluar la possibilitat de treballar amb els Estats Membres en la millora dels seus Codis de Bones Pràctiques Agràries de manera que incloguin la gestió de contaminants incloent fàrmacs presents en dejeccions ramaderes".
- També sosté que és particularment necessari controlar les fonts d'emissió difuses de granges ramaderes.

Aquesta guia tècnica presenta una caracterització de tecnologies de tractament de dejeccions ramades en quant a (i) eliminació i/o nutrients i (ii) reducció i/o eliminació de fàrmacs i antibiòtics amb el propòsit d'orientar el sector ramader la utilització d'aquestes tecnologies. És una eina útil pel desenvolupament de les activitats de reutilització i valorització de subproductes ramaders fomentant l'economia circular del sector agroalimentari. A més d'abordar la problemàtica de l'excés de nutrients, investiga sobre la capacitat d'aquestes tecnologies per reduir l'emissió d'altres contaminants de preocupació creixent com són els fàrmacs i antibiòtics i els gens de resistència a antibiòtics. ***Els resultats dels estudis realitzats, així com les conclusions i recomanacions presentats en aquest document facilitaran l'optimització de les "Bones Pràctiques Agràries" i permetran a l'usuari anticipar-se als requeriments futurs referents a les càrregues màximes permeses d'aquests contaminats en fertilitzants procedents de dejeccions ramaderes.***

El pacte verd europeu de la UE (EU Green Deal) i els seus ciutadans

- Aborda els reptes relacionats amb el clima i el medi ambient.
- Presenta una nova estratègia de creixement per transformar la UE en una societat justa i pròspera, amb una economia moderna, eficient en l'ús dels recursos i competitiva.
- Proposa protegir, conservar i millorar el capital natural de la UE i protegir la salut i el benestar dels ciutadans dels riscos i impactes relacionats amb el medi ambient
- Promou una transició justa i inclusiva, prioritzant a les persones i a les regions, indústries i treballadors que afrontaran els majors reptes.
- Esdevé una oportunitat per dirigir Europa cap a un creixement sostenible i integrador.
- Inclou en el seu pla d'acció d'economia circular una política de "productes sostenibles" per fomentar el disseny circular de tots els productes, prioritzant la reducció i reutilització de materials abans de reciclar-los, fomentant nous models de negoci i establint requisits mínims per prevenir problemes mediambientals.

L'avaluació de diverses tecnologies aplicades al tractament de dejeccions ramaderes per la seva reutilització com productes de valor afegit com són els biofertilitzants contribueix al pla de transició cap a estratègies de producció més sostenibles en el sector agroalimentari. A més, aquesta guia va orientada cap als principals actors del sector ramader, qui seran els primers implicats a la presa de decisions sobre quina tecnologia o configuració de tractament és el més adequat per les seves necessitats econòmiques i objectius de mercat.

Estratègia "de la granja a la taula" (Farm to Fork strategy) per un sistema alimentari just, saludable i respectuós amb el medi ambient

- L'objectiu principal és recompensar als agricultors, pescadors i altres operadors de la cadena alimentària que ja hagin superat la transició cap a pràctiques sostenibles, facilitar la transició de la resta d'actors i crear oportunitats addicionals per les seves empreses.
- La transició cap a sistemes alimentaris sostenibles també és una enorme oportunitat econòmica que els hi permetrà fer de la sostenibilitat la seva marca i garantir el futur de la cadena alimentària de la UE.
- Un sistema alimentari sostenible serà essencial per assolir els objectius climàtics i mediambientals del Pacte Verd, al temps que millora els ingressos dels productors primaris i reforça la competitivitat de la UE.
- Existeix la necessitat urgent de reduir la dependència de plaguicides i antibacterians, reduir l'excés de fertilització, augmentar l'agricultura ecològica, millora el benestar dels animals i revertir la pèrdua de biodiversitat.

Els objectius d'aquesta guia prenen com a referents les fites marcades per la UE pel desenvolupament de pràctiques sostenibles i millora ambiental. L'estratègia "de la granja a la taula" és una declaració d'intencions i compromís amb els actors principals del sector agroalimentari, que vetllarà per una transició cap a l'elaboració de productes sostenibles favorables per tots els actors implicats. Si bé la implementació de tecnologies o el disseny de noves plantes de tractament per a la gestió de dejeccions ramaderes pot semblar un camí costós a curt termini, aquest document proporciona una sèrie de recomanacions clau per l'evolució del sector ramader cap a pràctiques més sostenibles i segures pel medi ambient i la salut humana.

S'ha de destacar, entre d'altres, les següents mesures que planteja la Comissió Europea per garantir una producció alimentària sostenible:

- **Proposta legislativa sobre un marc per un sistema alimentari sostenible abans de finals del 2023:** Amb l'objectiu d'accelerar i facilitar la transició i de garantir que tots els aliments introduïts en el mercat de la UE són cada cop més sostenibles.
- **Nutrients:**
  - Accions per reduir les pèrdues de nutrients en un 50% com a mínim, garantint al mateix temps que no es deteriori la fertilitat del sòl, el que reduirà l´ús de fertilitzants al menys un 20% d'aquí a 2030.
  - La Comissió desenvoluparà, junt amb els estats membres, un pla d'acció de gestió integrada de nutrients per abordar la contaminació per nutrients en origen i augmentar la sostenibilitat del sector ramader.

- **Resistència als antibiòtics:** La Comissió prendrà mesures destinades a reduir la venda general d'antibacterians a la UE per animals de granja i aqüicultura en un 50% d'aquí a 2023. Els nous reglaments sobre medicaments veterinaris i pinsos medicamentosos estableixen una àmplia gama de mesures per contribuir a aquest objectiu i promoure el plantejament ***"One Health"***.
- **Reforma de la PAC:** La transició plantejada a la estratègia "de la granja a la taula" ha de comptar amb el recolzament d'una PAC que se centri en el Pacte Verd. La nova PAC53, proposada per la Comissió al juny del 2018, té per objectiu ajudar als agricultors a millorar el seu rendiment mediambiental i climàtic gràcies a un model més orientat als resultats, un millor ús de les dades i anàlisis, millors normes mediambientals obligatòries, noves mesures voluntàries i una major èmfasis en la inversió en tecnologies i pràctiques ecològiques i digitals.

En base a totes aquestes mesures proposades i accions previstes per dur a terme, aquesta guia de recomanacions representa una eina que facilitarà la participació crucial d'actors dels sectors ramaders i agricultura en els esforços de la UE i altres organismes internacionals pel desenvolupament sostenible del sector agroalimentari incloent la millora de: (i) la gestió i revalorització de residus; (ii) la gestió i control de l'excedent de nutrients; (iii) la reducció de les emissions de fàrmacs i antibiòtics per la mitigació dels riscos que poden suposar pel medi ambient i en última instància, per a la salut humana.

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

4

Selecció de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari

4. Selecció de fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari

A la Taula 2 es detallen els fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari seleccionats per estudiar la seva eliminació en les plantes de tractament de dejeccions ramaderes.

Taula 2. Antibiòtics i fàrmacs seleccionats per estudiar la seva eliminació en plantes de tractament de purins

Classe	Compost
Tetraciclines	Tetraciclina
	Oxitetraciclina
	Clortetraciclina
	Doxiciclina
Fluoroquinolones	Ofloxacina
	Ciprofloxacina
	Enrofloxacina
	Marbofloxacina
	Danofloxacina
Sulfamides	Sulfametoxazol
	Sulfametazina
	Sulfamerazina
	Sulfadimetoxina
Pleuromutilines	Tiamulina
Quinolones	Flumequina
	Àcid oxolínic

Classe	Compost
Macròlids	Eritromicina
	Tilosina
	Tilmicosina
	Espiramicina
	Tilvalosina
Antibiòtics i antiprotozoaris	Salinomicina
	Monensina
Antihelmíntics	Flubendazol
	Fenbendazol
Antiinflamatoris	Flunixina
Lincosamides	Lincomicina
Altres	Trimetoprim

Aquests compostos s'han seleccionat ja que són els fàrmacs i antibiòtics amb major ús en explotacions ramaderes (especialment en el sector porcí i boví) i inclouen diferents grups terapèutics. Segons l´últim informe sobre l'anàlisi de consum d'antibiòtics i de resistències de l'Agència Europea del Medicament[64] (EMEA), les tetraciclines i sulfamides són els antibiòtics més venuts per animals destinats a la producció d'aliments. A més, els antibiòtics de la família de les fluoroquinolones, macròlids, tetraciclines, polimixina (colistina) i lincosamides són els antibiòtics de major ús en la cria de porcs, sobretot durant les primeres etapes del cicle productiu[65,66]. De fet, un estudi que va avaluar el consum d'antibiòtics en granges de cria de porcí va demostrar que les cefalosporines de tercera generació, les penicil·lines, la colistina i les fluoroquinolones eren els compostos amb major prevalença, mentre que les sulfamides, la trimetoprim, les tetraciclines i les pleuromutilines (tiamulina) eren les substàncies de major ús (segons les dades en dosi diàries/animals)[65]. Tots aquests antibiòtics s'administren principalment per tractar malalties gastroentèriques (71,43%), seguit de patologies respiratòries (28,57%) i reproductives (14,29%)[65].

Per altra banda, els antibiòtics ionòfors, com la monensina, són també compostos àmpliament utilitzats, sobretot pel tractament de la coccidiosis, el síndrome de la diarrea postdeslletament i la disenteria porcina, entre d'altres. La majoria d'aquestes substàncies, especialment els antibiòtics macròlids, tetraciclines i fluoroquinolones, són també els compostos de major ús en granges de cria de boví.

A més dels antibiòtics de major ús, també s'inclouen fàrmacs d'ús veterinari, com l'antihelmíntic flubendazol i l'antiinflamatori flunixina. Aquests dos compostos, ambdós aprovats per l'EMEA, s'utilitzen àmpliament en explotacions ramaderes per l'eliminació de paràsits (p. ex. cucs estomacals) i per la reducció de la febre en casos de malalties respiratòries.

A la Taula 3 es mostren els fàrmacs i antibiòtics detectats en el purí porcí i en el boví durant les campanyes de mostreig realitzades a les plantes de tractament de dejeccions ramaderes que s'inclouen en aquest document, així com també el rang de concentracions en les que van ser detectades. Els resultats obtinguts indiquen que les tetraciclines van ser els compostos detectats en major concentració en el purí porcí (n.d.-2.156 µg/L), mentre que en el purí boví les concentracions més altes detectades es van correspondre amb els grups de les tetraciclines (n.d.-202 µg/L) i les fluoroquinolones (n.d.-99 µg/L). Comparant la composició dels dos purins, en general, la concentració de fàrmacs i antibiòtics va ser significativament més alta en els purins d'origen porcí.

Taula 3. Concentracions de fàrmacs i antibiòtics detectats en purí porcí i boví durant les tres campanyes de mostreig realitzades

Compost	Purí porcí (µg/L)	Purí boví (µg/L)
Lincomicina	15-142	n.d.
Oxitetraciclina	39-191	n.d.-202
Clortetraciclina	1,06-55	1,3-17
Doxiciclina	n.d.-2.156	n.d.
Tetraciclina	143-2.082	8,4-48
Ciprofloxacina	0,94-43	4,9-96
Enrofloxacina	2,9-281	5,56-99
Marbofloxacina	n.d.-41	n.d.-0,48
Tiamulina	0,20-31	n.d.
Tilmicosina	0,032-0,75	n.d.
Flubendazol	n.d.-14	n.d.-0,16
Flunixina	n.d.-140	1,9-13

** n.d.: no detectat*

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

5

Reducció de fàrmacs i antibiòtics en plantes de tractament de dejeccions ramaderes

5. Reducció de fàrmacs i antibiòtics en plantes de tractament de dejeccions ramaderes

Les plantes de tractament de dejeccions ramaderes tenen com a objectiu principal reduir, eliminar i/o concentrar la matèria orgànica i els nutrients amb la finalitat d'assolir els límits màxims establerts per al vessament dels efluents líquids a llera pública i/o les concentracions de nitrogen i fòsfor permeses per a la valorització dels productes obtinguts en superfícies agrícoles sense risc de contaminació ambiental, com l'eutrofització de les aigües superficials o la contaminació d'aqüífers, degut a la presència de nitrats.

Aquests sistemes de tractament són essencials per a les explotacions ramaderes les quals disposen d'una superfície agrícola insuficient per a realitzar una correcta gestió agronòmica dels purins i estan majoritàriament situades en zones declarades com a vulnerables o en zones amb alt risc d'eutrofització.

Actualment al mercat hi ha nombroses alternatives per a la gestió dels purins d'origen porcí i boví. Aquests sistemes de tractament es poden classificar en dues categories[67]: i) tecnologies de tractament consolidades, les quals inclouen la separació sòlid-líquid, compostatge, digestió anaeròbia, nitrificació-desnitrificació i assecat solar i, ii) tecnologies de tractament innovadores, que integren sistemes de filtració per membrana, ozonització, electrocoagulació, stripping i absorció, entre d'altres. L'elecció de les tecnologies es fa en base a la caracterització fisicoquímica dels purins i als objectius específics de cada planta de tractament, i és freqüent la instal·lació de trens de tractament que combinen diverses tecnologies per tal de maximitzar el potencial del sistema.

A dia d'avui, la informació disponible sobre la capacitat d'aquests sistemes de tractament per reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics d'origen veterinari en les dejeccions ramaderes és molt limitada, donat que la legislació actual no estableix el seguiment i control de les concentracions d'aquests contaminants. En conseqüència, el principal objectiu d'aquesta guia és avaluar l'eficàcia de diferents tecnologies instal·lades a diverses plantes de tractament de purins per reduir la concentració de fàrmacs, antibiòtics i gens de resistència als antibiòtics detectats en els purí cru, minimitzant d'aquesta manera el risc associat a l'ús dels subproductes obtinguts com a fertilitzants en agricultura.

En aquesta guia es presenten els resultats obtinguts durant l'avaluació tècnica de cinc tecnologies d'ús freqüent per al tractament de purins, tant d'origen porcí com boví. El potencial d'aquestes tecnologies s'ha analitzat en un context global, i s'han integrat en tres plantes de tractament basades en: i) digestió anaeròbia, ii) nitrificació-desnitrificació i iii) compostatge. Els trens de tractament seleccionats s'apliquen en explotacions ramaderes i integren tant tecnologies consolidades (separació de fases, digestió anaeròbia, nitrificació-desnitrificació o compostatge) com tractaments innovadors, basats en sistemes de filtració per membrana (específicament, osmosi inversa). Per tal d'avaluar com afecta la variabilitat estacional al potencial de les tecnologies per reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics, es van realitzar tres campanyes de presa de mostra, dutes a terme entre octubre de 2016 i juliol de 2017.

5.1. Descripció de les plantes de tractament de dejeccions ramaderes seleccionades

5.1.1. Planta basada en digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa

La planta de tractament seleccionada tracta aproximadament 7.300 t/any de purins de porc i 10.950 t/any de llots d'escorxador, els quals s'utilitzen com a cosubstrat en l'etapa de digestió anaeròbia. A la Figura 6 es mostra un esquema del tren de tractament aplicat. Durant la primera etapa, el purí porcí i els llots d'escorxador es tracten en un digestor anaerobi que opera a condicions mesòfiles (25-45°C), amb l'objectiu d'eliminar matèria orgànica i produir biogàs valoritzable en forma d'energia. A continuació, el digestat obtingut es separa en dos corrents mitjançant l'acció d'una centrífuga, obtenint una fracció sòlida, que s'emmagatzema a la planta per a la seva posterior aplicació com a fertilitzant en agricultura, i una fracció líquida que es tracta en un sistema d'osmosi inversa de dues etapes per tal d'obtenir un permeat d'alta qualitat (~80%) i, un concentrat (~20%) per ser valoritzat en aplicacions agrícoles a causa del seu alt contingut en nutrients. Els punts de presa de mostra (indicats a la Figura 6) inclouen: el purí cru (1), els llots d'escorxador (2), el digestat (3), la fracció sòlida de la centrífuga (4), la fracció líquida de la centrífuga després del seu pas pel flotador (5), el permeat de la primera etapa d'osmosi inversa (6), el concentrat de la primera etapa d'osmosi inversa (7), el permeat de la segona etapa d'osmosi inversa (8) i el concentrat de la segona etapa d'osmosi inversa (9).

5.1.2. Planta basada en separació de fases i nitrificació-desnitrificació

La planta de tractament de purins seleccionada basada en la separació de fases i nitrificació-desnitrificació tracta el purí porcí generat en una granja de porcs amb 4.500 caps de bestiar (que inclou mares i garrins). A la Figura 7 es mostra un esquema del tren de tractament aplicat en aquesta granja. El purí cru s'emmagatzema en una bassa d'homogeneïtzació i posteriorment es tracta en un separador sòlid-líquid, tipus cargol premsa, per obtenir una fracció sòlida amb un alt contingut en sòlids, i un corrent líquid diluït. Aquesta fracció líquida es tracta posteriorment en un reactor de nitrificació-desnitrificació (NDN) de tipus SBR (reactor biològic seqüencial) emprant un temps de retenció hidràulic de trenta dies. La purga del reactor NDN es tracta en una centrífuga amb l'objectiu d'obtenir fang deshidratat i un clarificat. Els productes finals de la planta de tractament de purins són: un corrent sòlid constituït per la fracció sòlida del separador sòlid-líquid i el fang deshidratat i un corrent líquid el qual integra l'efluent del reactor NDN i el sobrenedant de la centrífuga. Els dos corrents s'emmagatzemen a la planta i posteriorment s'apliquen en camps de cultiu. Els punts de presa de mostra (indicats a la Figura 7) són: el purí cru a la sortida de la bassa d'homogeneïtzació (1), la fracció líquida del separador sòlid-líquid (2), la fracció sòlida del separador sòlid-líquid (3), l'efluent del reactor NDN (4), la purga del reactor NDN (5), el fang deshidratat procedent de la centrífuga (6) i el clarificat de la centrífuga (7).

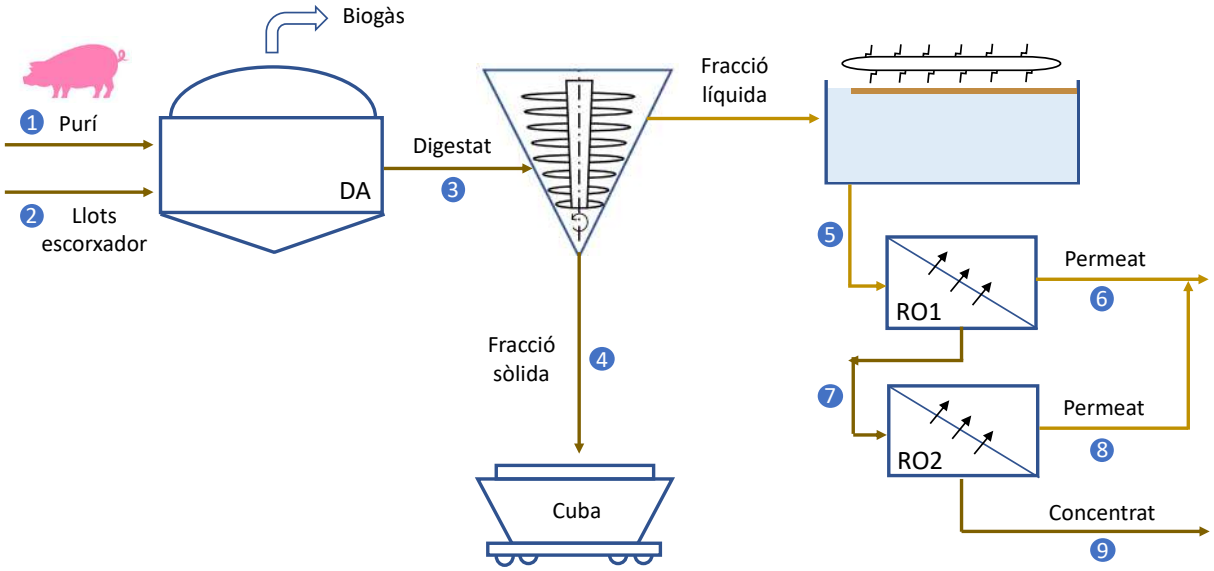

Figura 6. Esquema de la planta de tractament de dejeccions ramaderes basada en digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa. Els números indiquen els punts de presa de mostra

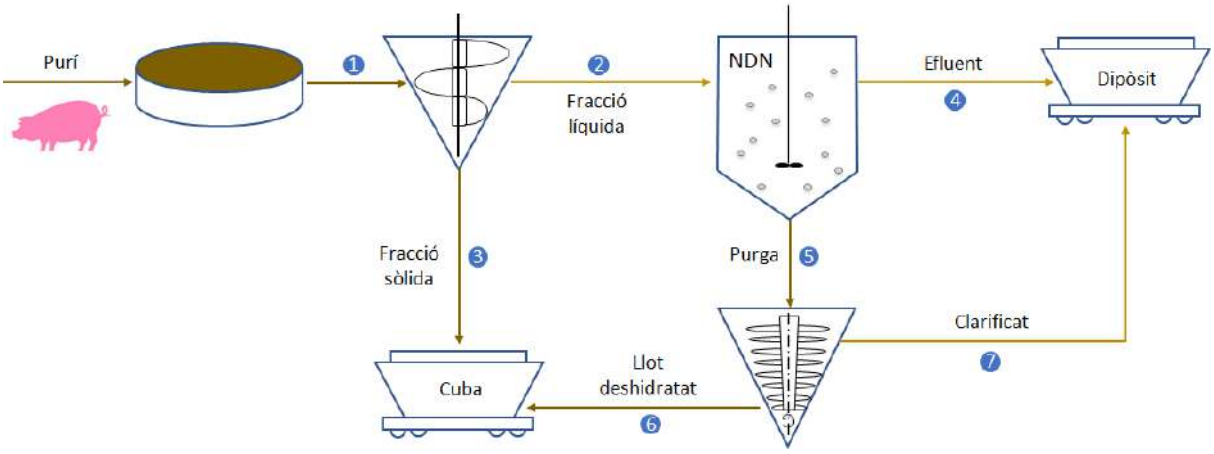

Figura 7. Esquema de la planta de tractament de purí porcí basada en separació de fases i nitrificació-desnitrificació. Els números indiquen els punts de presa de mostra

5.1.3. Planta de compostatge

Aquesta planta tracta el fem generat en una explotació ramadera de vaques lleteres amb més de 300 caps de bestiar. De totes aquestes vaques, 250 són adultes, destinades a la producció de llet, i la resta són vedells joves per a reposició o vaques en situació no productiva. El fem generat en l'explotació (al voltant de 15 m^3/d), que és una mescla de purins de vaca i aigües de neteja, es tracta en un separador sòlid-líquid, amb l'objectiu d'obtenir una fracció líquida, la qual s'utilitza directament com a fertilitzant en camps, i una fracció sòlida que es destina a compostatge, per tal d'obtenir un producte sòlid estabilitzat. Els punts de presa de mostra (indicats a la Figura 8) inclouen: els fems de vaca (1), la fracció líquida del separador sòlid-líquid (2), la fracció sòlida del separador sòlid-líquid (3) i el compost obtingut després del procés complet de compostatge (4).

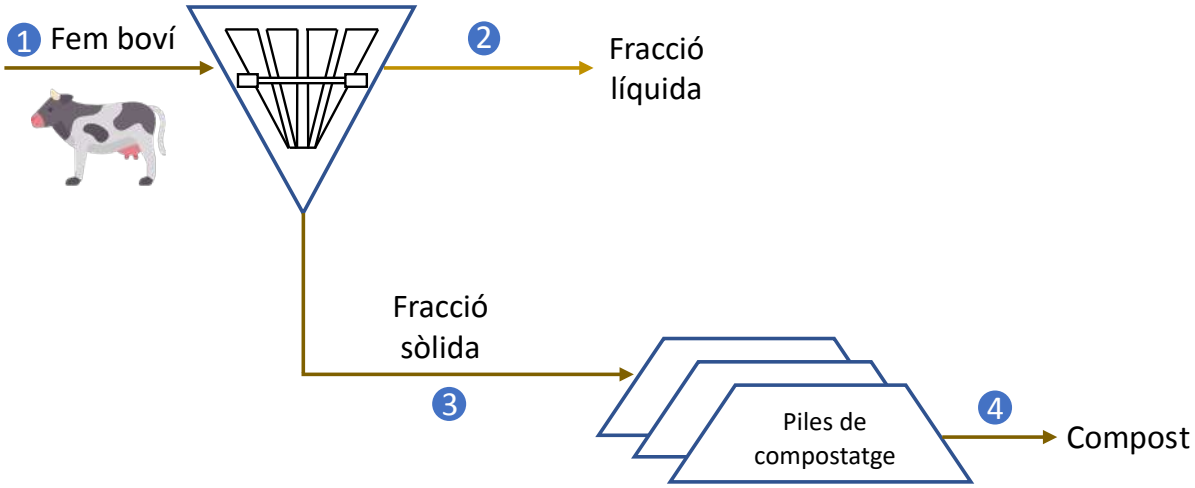

Figura 8. Esquema de la planta de tractament de fems de vaca. Els números indiquen els punts de presa de mostra

5.2. Eficàcia de les tecnologies per la reducció/concentració de nutrients i antibiòtics

5.2.1. Tractaments biològics

5.2.1.1. Digestió anaeròbia

La digestió anaeròbia és un tractament biològic que s'aplica amb l'objectiu de reduir la concentració de matèria orgànica durant el tractament anaerobi de residus amb alt contingut orgànic i produir biogàs, valoritzable en forma d'energia. A més, també s'obté un digestat, valoritzable com a biofertilitzant. El digestor anaerobi instal·lat a la planta de tractament basada en digestió anaeròbia per al tractament de purí porcí i llots d'escorxador (Figura 9) té un volum de 5.000 m^3 i opera en condicions mesòfiles (~37°C) amb un temps de residència hidràulic de 75-80 dies.

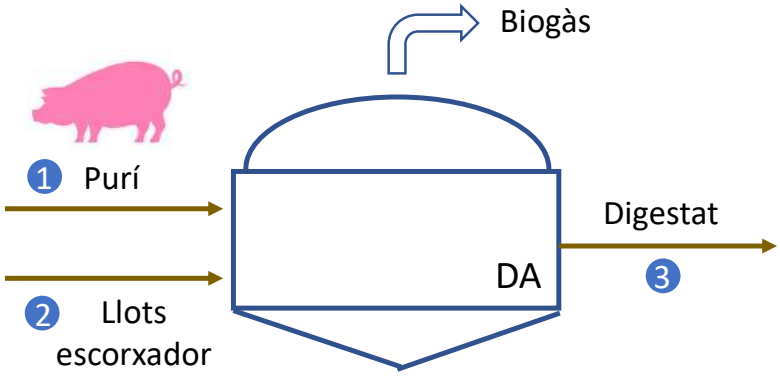

Figura 9. Digestor anaerobi instal·lat a la planta basada en digestió anaeròbia

Durant les tres campanyes de presa de mostra realitzades, l'eficàcia del digestor anaerobi per a la reducció de la matèria orgànica es va mantenir entre el 55-75%. Les concentracions de nitrogen i fòsfor total detectades en el digestat (Taula 4) eren comparables als valors d'entrada al sistema (contribució dels purins i els llots d'escorxador), probablement degut a que la digestió anaeròbia no té com a objectiu l'eliminació d'aquests nutrients. El digestat obtingut durant la codigestió dels purins de porc i els llots d'escorxador es caracteritza per un alt contingut en sòlids totals (6 i 25%) i nutrients (6,7-7,7 g NTK/L, 0, 8-1,9 g P/L i 0,45-1,1 g K/L).

Taula 4. Caracterització fisicoquímica de les corrents d'entrada i sortida del digestor anaerobi instal·lat a la planta de tractament de dejeccions ramaderes

Mostres líquides		ST (%)	DQO (g/L)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purí cru (1)	Min.	2,2	10	2,3	708	130	0,023	0,16
	Max.	26	38	4,3	1.700	1.300	5,8	1,7
Digestat (3)	Min.	6,3	53	6,7	820	450	0,74	7,2
	Max.	25	75	7,7	1.900	1.080	22	12
Mostres sòlides		**ST (%)**	**DQO (g/kg*)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Llots escorxador (2)	Min.	4,7	220	11	1.500	450	1,5	0,08
	Max.	18	243	34	4.300	2.500	18	59

** Paràmetres expressats sobre base humida*

A la Figura 10 es mostra la reducció dels antibiòtics i fàrmacs d'ús veterinari durant l'etapa de digestió anaeròbia. En aquest cas els resultats s'expressen com la relació entre la concentració d'antibiòtics i fàrmacs detectats a la sortida del digestor respecte a la concentració a l'entrada (purins i llots d'escorxador). Els valors inferiors a la unitat indiquen que hi ha eliminació durant el procés de tractament, mentre que valors més alts o iguals a la unitat mostren que no hi ha reducció. Els resultats obtinguts indiquen que hi ha una gran variabilitat en l'eliminació dels compostos entre les diferents campanyes de presa de mostra, fet que es pot atribuir a la variabilitat en la composició dels residus d'entrada a la planta (Taula 4). En general, la taxa de reducció dels antibiòtics

i fàrmacs durant el tractament anaerobi és baixa. No obstant això, per tal d'obtenir resultats més precisos sobre l'eficàcia d'aquesta tecnologia seria necessari dur a terme campanyes de presa de mostra respectant el temps de residència hidràulic del reactor (~75 dies). En termes generals, s'observa una major reducció del contingut en fàrmacs i antibiòtics durant la segona campanya, on tots els compostos es van degradar parcialment excepte la lincomicina. Analitzant la reducció dels compostos a nivell individual, s'observen comportaments diferenciats: els antibiòtics macròlids com la tilmicosina i la tilosina mostren percentatges d'eliminació moderats-alts (entre el 42 i el 94%), depenent de l'època de l'any, mentre que el flubendazol i la flunixina presenten reduccions d'entre el 12 i el 90%. No obstant, la majoria dels antibiòtics i fàrmacs, incloent la lincomicina, les fluoroquinolones i les tetraciclines, mostren una reducció relativament baixa o fins i tot nul·la durant el procés de digestió anaeròbia. Algunes excepcions són la marbofloxacina, antibiòtic del grup de les fluoroquinolones, amb eliminacions entre el 72 i 96% i, les tetraciclines doxiciclina i clortetraciclina, amb reduccions entre el 35 i 68%, respectivament.

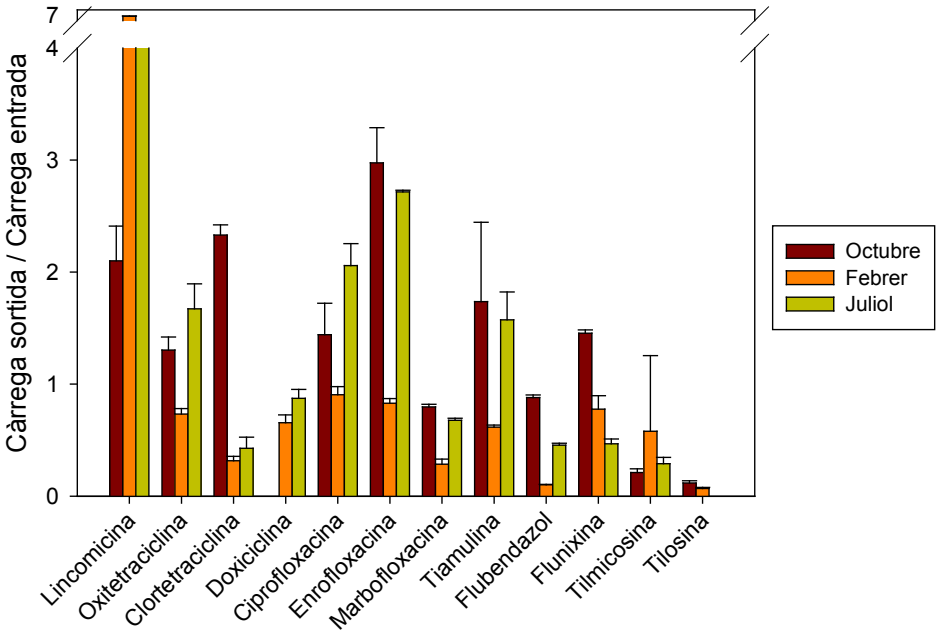

Figura 10. Reducció de fàrmacs i antibiòtics durant la digestió anaeròbia. Valors <1 indiquen reducció i valors >1 indiquen que no hi ha eliminació

Aquests resultats coincideixen amb els obtinguts en estudis previs on també s'ha observat una degradació baixa de les tetraciclines[68] i moderada pels macròlids[69] en digestors anaerobis que operen en condicions mesòfiles (37°C). Alguns estudis han demostrat que l'eliminació de fàrmacs i antibiòtics en l'etapa de digestió anaeròbia millora quan s'opera en condicions termòfiles en comparació amb temperatures mesòfiles (37°C)[70–72]. Tanmateix, altres investigacions indiquen que no hi ha diferències entre els condicions mesòfiles i termòfiles[73,74], fet que suggereix que la temperatura no és l'únic factor que regula l'eliminació de fàrmacs i antibiòtics, sinó que hi ha altres factors determinants, com el temps de retenció dels sòlids, la presència de determinades comunitats bacterianes, etc.

5.2.1.2. Nitrificació-desnitrificació

El procés de nitrificació-desnitrificació té com a objectiu principal eliminar el nitrogen de la fracció líquida mitjançant la transformació del nitrogen amoniacal en nitrogen gas. Durant l'etapa de nitrificació, bacteris autòtrofs nitrificants oxiden l'amoni (NH_4+) a nitrit (NO_2-) i nitrat (NO_3-) en condicions aeròbies, mentre que en l'etapa de desnitrificació el nitrat es redueix a nitrogen gas (N_2), degut a l'activitat biològica heteròtrofa en condicions anòxiques. El reactor de NDN instal·lat a la planta de tractament de purí porcí (Figura 11) és de tipus SBR i opera amb un temps de residència hidràulic de 30 dies. Aquest reactor biològic tracta la fracció líquida de purins obtinguda en un separador sòlid-líquid amb les característiques que es detallen a la Taula 5.

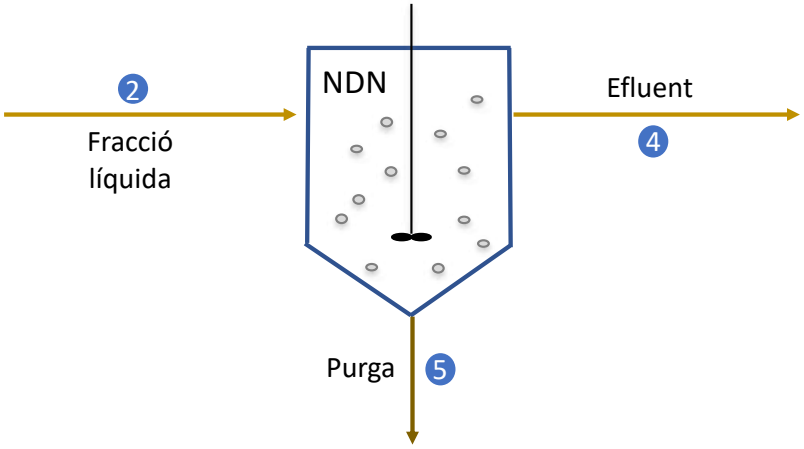

Figura 11. Reactor NDN instal·lat a la planta de tractament basada en nitrificació-desnitrificació

L'eficàcia del reactor de NDN per reduir la concentració de nitrogen es va mantenir al voltant del 77% durant les tres campanyes de presa de mostra, demostrant l'eficàcia d'aquesta tecnologia per a disminuir la concentració de nitrogen en la fracció líquida de purins. L'efluent del reactor NDN obtingut es caracteritza per un baix contingut en sòlids totals (0,5-0,7%), nitrogen (7-290 mg NTK/L) i fòsfor (3,8-152 mg P/L), mentre que en la purga del reactor, la qual presenta un major percentatge de sòlids (2,1-2,5%), és on es concentren els nutrients (0,8-1,1 g NTK/L i 0,6-1 , 1 g P/L) i els metalls (9,3-67,3 mg Cu/L i 23,3-88,1 mg Zn/L).

Taula 5. Caracterització fisicoquímica de les corrents d'entrada i sortida del reactor NDN instal·lat a la planta de tractament de purí porcí

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fracció líquida (2)	Min.	2,06	2,24	330	1.493	5,78	16,67
	Max.	2,57	3,13	615	11.778	20,00	27,12
Efluent NDN (4)	Min.	0,50	0,007	3,77	703	< 1,33	10,22
	Max.	0,73	0,29	152	897	2,60	29,96
Purga (5)	Min.	2,14	0,84	652	423	9,33	23,33
	Max.	2,51	1,14	1.082	804	67,33	88,09

** Paràmetres expressats sobre base humida*

A la Figura 12 es mostra l'interval d'eliminacions màximes i mínimes observades per fàrmacs i antibiòtics en el reactor de nitrificació-desnitrificació durant les tres campanyes de presa de mostra. En general, s'observen percentatges de reducció moderats per a la majoria dels compostos. Els resultats obtinguts indiquen que l'eficàcia del procés de nitrificació-desnitrificació per a la reducció d'antibiòtics és específica per a cada compost. En aquest sentit, algunes substàncies com la lincomicina, presenten taxes de reducció per sobre del 80%, mentre que altres com el trimetoprim i la marbofloxacina exhibeixen taxes d'eliminació més moderades (<40%). Les diferències observades en el grau de reducció dels fàrmacs i antibiòtics entre les diferents campanyes (Figura 12) es poden atribuir a la variabilitat en la composició de la fracció líquida que entra al reactor de NDN, i a que les mostres d'entrada i sortida al reactor es van prendre el mateix dia, sense tenir en compte el temps de retenció hidràulica (~30 dies). Les tetraciclines, que són el grup de compostos detectats a concentracions més altes en els purins de porc, mostren taxes d'eliminació mitjanes al voltant del 50% durant les tres campanyes de presa de mostra. Les fluoroquinolones, segon grup de compostos detectat a concentracions altes, presenten percentatges de reducció al voltant del 40%. Altres antibiòtics com la tiamulina i la tilmicosina exhibeixen taxes d'eliminació altes (al voltant del 84,5% i 78,6%, respectivament), mentre que altres fàrmacs com el flubendazol es degraden només al voltant d'un 40%. La major taxa de reducció per als fàrmacs i antibiòtics estudiats es va observar durant la segona campanya de presa de mostra, realitzada a l'abril, amb una mitjana de reducció del 59,5% per a tots els compostos detectats. Per contra, durant la primera campanya, que es va dur a terme al mes d'octubre, el procés de nitrificació-desnitrificació només va reduir un 34% de la càrrega total de fàrmacs i antibiòtics d'entrada al reactor.

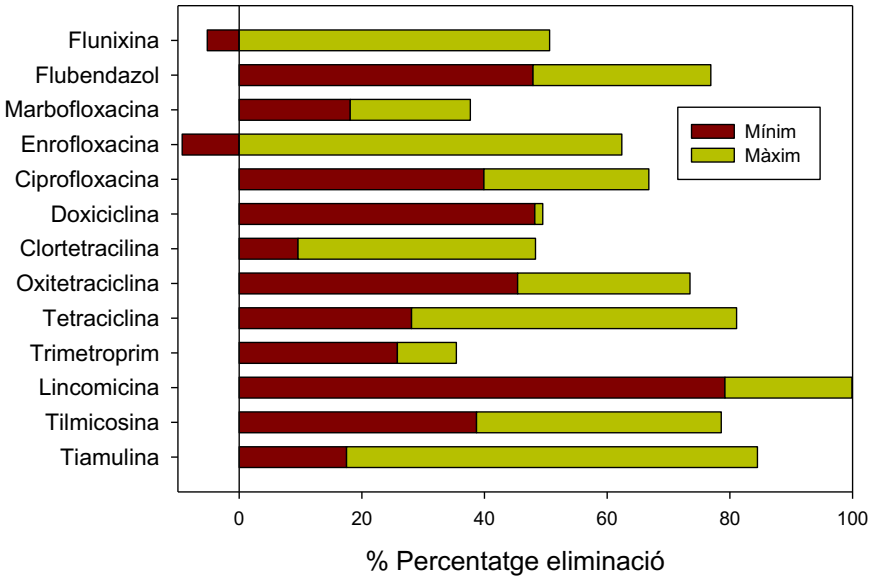

Figura 12. Eliminació de fàrmacs i antibiòtics durant l'etapa de nitrificació-desnitrificació

Fins on arriba el nostre coneixement, aquest és el primer estudi que ha avaluat la reducció de fàrmacs i antibiòtics durant el procés de nitrificació-desnitrificació en una planta de tractament de dejeccions ramaderes. Per tant, en base a les taxes d'eliminació observades en aquest estudi, és possible afirmar que el procés de nitrificació-desnitrificació és una tecnologia adequada per a la reducció de fàrmacs i antibiòtics en les fraccions líquides de purí cru, fet que permetria reduir el risc potencial d'aquests efluents durant la irrigació de camps de cultiu.

5.2.1.3. Compostatge

El compostatge és un tractament biològic que s'aplica als residus sòlids orgànics amb la finalitat de reduir la concentració de matèria orgànica fàcilment biodegradable i obtenir un producte final estabilitzat amb alt contingut en nutrients i una humitat moderada que pugui ser valoritzat com a biofertilitzant en agricultura. La planta de compostatge emprada per a l'estabilització de la fracció sòlida de fems a la planta de tractament de purins boví (Figura 13) està formada per cinc piles amb aireig forçat, de dimensions de 14 m de llarg i 1,5 m d'ample cadascuna. El procés de compostatge en aquesta planta té una durada d'aproximadament 4-5 setmanes (durada de l'etapa de descomposició).

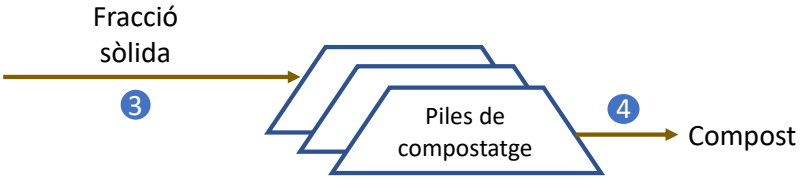

Figura 13. Piles de compostatge

Durant les tres campanyes de presa de mostra, la degradació de la matèria orgànica en la fracció sòlida del purí boví va suposar una concentració del fòsfor, potassi, i els metalls (Cu i Zn) en el producte final (Taula 6). Això mateix es va observar pel NTK, amb una concentració en el producte final d'aproximadament un 50% més que en el material de partida. El compost obtingut, posteriorment utilitzat com a fertilitzant en sòls agrícoles, presenta una relació N:P(P_2O_5):K(K_2O) màxima de 3:1:1 (% en base seca) i es classifica com a compost classe C en base a les concentracions mitjanes detectades de coure i zinc (RD 506/2013). El contingut en nutrients del producte final és superior al valor mínim que s'estableix en la regulació europea de fertilitzants (Reglament 2019/1009) per al grup de fertilitzants orgànics sòlids.

Taula 6. Caracterització fisicoquímica de les corrents d'entrada i sortida de las piles de compostatge

Mostres sòlides		ST (%)	NTK (g/kg*)	P (mg/kg*)	K (mg/kg*)	Cu (mg/kg*)	Zn (mg/kg*)
Fracció sòlida (3)	Min.	18,98	13,7	987	4.171	75,9	526
	Max.	22,18	16,2	2.558	5.025	79,4	581
Compost (4)	Min.	17,43	27,0	1.660	9.221	67,1	581
	Max.	34,64	29,8	4.600	12.161	201	843

** Paràmetres expressats sobre base seca*

A la Figura 14 es mostren els percentatges de reducció màxims i mínims per a fàrmacs i antibiòtics en les piles de compostatge durant les tres campanyes de presa de mostra.

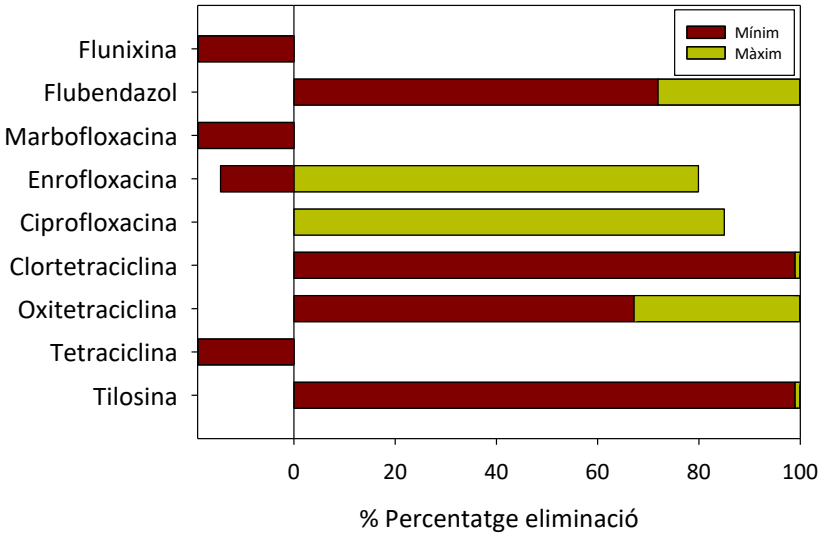

Figura 14. Reducció de fàrmacs i antibiòtics durant el procés de compostatge

En general, s'observa que el procés de compostatge presenta una eficàcia moderada-alta per a la reducció de la concentració de fàrmacs i antibiòtics detectats en la fracció sòlida de fems bovins. No obstant això, s'observen diferències significatives en la taxa de reducció dels compostos analitzats durant les diferents campanyes de presa de mostra. Aquestes diferències es poden atribuir a la variabilitat en la composició de les fraccions sòlides, així com també a les diferents condicions operacionals (per exemple: temperatura, pH, relació C/N, humitat o concentració d'oxigen) les quals s'ha demostrat que poden influir en el percentatge de degradació d'aquests compostos[75]. Si s'analitza el comportament individual dels fàrmacs i antibiòtics seleccionats, s'observa que alguns compostos com la ciprofloxacina, l'enrofloxacina, i el flubendazol presenten una taxa de reducció relativament alta durant la primera campanya de presa de mostra (72-85%), mentre que altres antibiòtics, com la tilosina i l'oxitetraciclina, es degraden completament (> 99%). Per contra, la capacitat del procés de compostatge per reduir la concentració d'altres compostos, com ara la tetraciclina i la marbofloxacina, és pràcticament nul·la. Els percentatges d'eliminació observats en aquest estudi coincideixen, en general, amb els obtinguts en estudis previs, on s'han observat reduccions dels antibiòtics del grup de les tetraciclines, sulfamides i macròlids d'entre el 70 i el 99%[76]. Per les fluoroquinolones, s'han observat eliminacions del 99% per l'enrofloxacina, mentre que la ciprofloxacina i l'ofloxacina són més persistents[76].

Aquestes dades demostren que el compostatge és una tecnologia eficaç per a reduir les concentracions de fàrmacs i antibiòtics presents en fraccions sòlides i, per tant, amb potencial per ser aplicat tant per al tractament de fems de vaca com per a la fracció sòlida dels purins de porc.

5.2.2. Tractaments físics

5.2.2.1. Separador sòlid-líquid

El separador sòlid-líquid és una tecnologia que s'utilitza per separar les fraccions sòlides i líquides d'un corrent líquid mitjançant l'aplicació d'una acció mecànica. Dins d'aquesta categoria n'hi ha de diferents tipus: filtre premsa, cargol premsa, etc. El separador sòlid-líquid instal·lat a la planta basada en el procés de nitrificació-desnitrificació per al tractament de purí porcí (Figura 15) és de tipus cargol premsa i va presentar un rendiment de separació sòlid-líquid mitjà, durant les tres campanyes de presa de mostra, entre el 3,4 i 11%. És a dir que, entre un 3,4% i un 11% del volum de purí es va poder recuperar com a fracció sòlida i entre un 89% i un 96,6% es va recuperar com a fracció líquida. La fracció líquida obtinguda es caracteritza per un contingut en nutrients de 2,2-3,1 g NTK/L, 330-615 mg P/L i 1,4-11,7 g K/L, mentre que la fracció sòlida mostra altes concentracions de nitrogen i fòsfor (3,4-7,2 g NTK/kg i 2,2-3,9 g P/L, respectivament) (Taula 7).

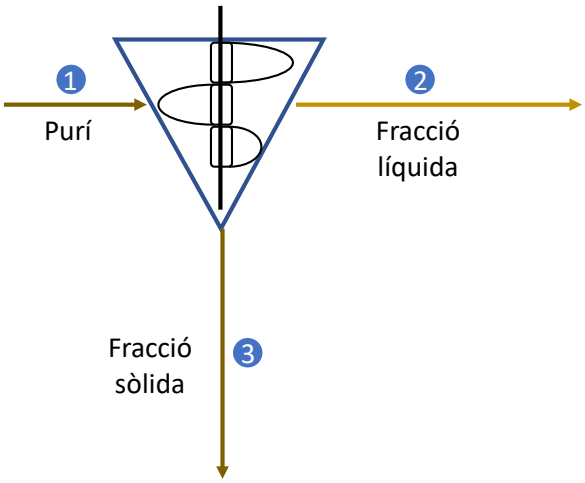

Figura 15. Separador sòlid-líquid instal·lat a la planta basada en el procés de nitrificació-desnitrificació

Taula 7. Caracterització fisicoquímica de l'entrada i sortida del separador sòlid-líquid instal·lat a la planta de tractament basada en el procés de nitrificació-desnitrificació (Figura 7). Les concentracions indicades són els valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra.

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purí cru (1)	Min.	2,84	2,36	535	933	7,11	10,37
	Max.	5,34	3,82	1.200	12.889	23,11	36,18
Fracció líquida (2)	Min.	2,06	2,24	330	1.493	5,78	16,67
	Max.	2,57	3,13	615	11.778	20,0	27,12
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Fracció sòlida (3)	Min.	26,03	3,43	2.169	2.644	31,06	16,37
	Max.	27,80	7,19	3.894	2.996	34,75	41,11

** Paràmetres expressats sobre base humida*

A la Figura 16 es mostra la distribució de fàrmacs i antibiòtics en la fracció sòlida del separador sòlid-líquid durant el tractament de purins de porc. En aquest cas, aproximadament el 40% dels fàrmacs i antibiòtics es concentren a la fracció sòlida, que representa el 3-11% del volum total de purí tractat amb aquesta tecnologia, mentre que el 60% restant es distribueixen en la fracció líquida, la qual posteriorment es tractarà mitjançant el procés de nitrificació-desnitrificació. Específicament, un 63% de la tetraciclina, un 64% de la clortetraciclina, un 57% de la doxiciclina i un 65% de l'enrofloxacina es distribueixen a la fracció líquida, així com un 88% de la lincomicina i un 85% de la flunixina , mentre que un 57% de la tiamulina i un 52% de la tilmicosina es concentren a la fracció sòlida.

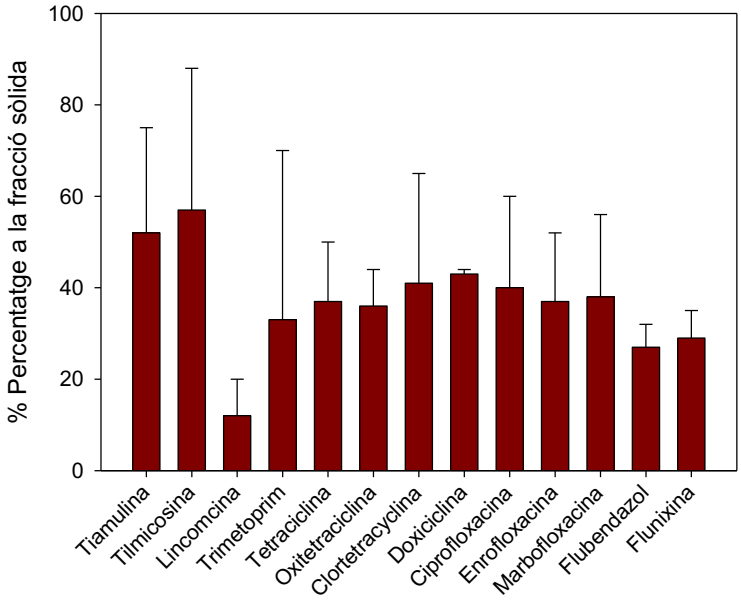

Figura 16. Distribució de fàrmacs i antibiòtics a la fracció sòlida del separador sòlid-líquid

5.2.2.2. Centrífuga

La centrífuga és una tecnologia que s'utilitza per a la separació de sòlids i líquids mitjançant l'aplicació d'una acció mecànica, addicionant coagulants i/o polímers per assolir alts rendiments de separació. La centrífuga instal·lada per al tractament del digestat a la planta de tractament basada en digestió anaeròbia (Figura 17) mostra un rendiment mitjà sòlid-líquid ,al voltant del 30% (és a dir 30% fracció sòlida i 70% fracció líquida) durant les tres campanyes de presa de mostra realitzades (Taula 8). Durant aquesta etapa de separació, els nutrients (N, P i K) es concentren majoritàriament en la fracció sòlida (11-22 g NTK/kg, 3,2-6,7 g P/kg i 0,7-2,7 g K/kg) i el mateix s'observa amb els metalls (2-26 mg Cu/kg i 0,07-87 mg Zn/kg). La fracció líquida obtinguda es caracteritza per un alt contingut en nitrogen (3,6-4,8 g NTK/L) i un baix contingut en P i K (5-47 i 97-770 mg/L, respectivament).

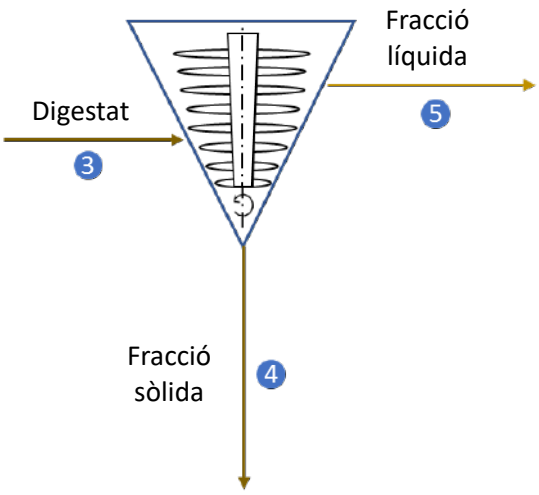

Figura 17. Centrífuga instal·lada a la planta de tractament basada en digestió anaeròbia

Taula 8. Caracterització fisicoquímica de l'entrada i sortida de la centrífuga instal·lada a la planta de tractament basada en digestió anaeròbia (Figura 6). Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Digestat (3)	Min.	6,3	4,5	820	450	0,74	7,2
	Max.	25	5,5	1.900	1.080	22	12
Fracció líquida (5)	Min.	0,93	3,6	5,0	97	0,08	0,19
	Max.	1,4	4,8	47	770	0,70	0,90
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Fracció sòlida (4)	Min.	3,4	11	3.200	740	2,0	0,07
	Max.	27	22	6.700	2.700	26	87

**Paràmetres expressats sobre base humida*

A la Figura 18 es representa la distribució de fàrmacs i antibiòtics a la fracció sòlida durant el tractament del digestat a la centrífuga. En termes generals, aproximadament el 50% dels fàrmacs i antibiòtics es concentren a la fracció sòlida, excepte la lincomicina que es distribueix principalment a la fracció líquida (> 80%). El patró de distribució que s'observa en aquest estudi coincideix amb el descrit anteriorment en l'avaluació de l'adsorció de fàrmacs i antibiòtics en fangs de depuradora durant el tractament d'aigües residuals74,77–79. En aquests estudis, les tetraciclines, fluoroquinolones i macròlids presentaven elevats percentatges d'adsorció en els fangs.

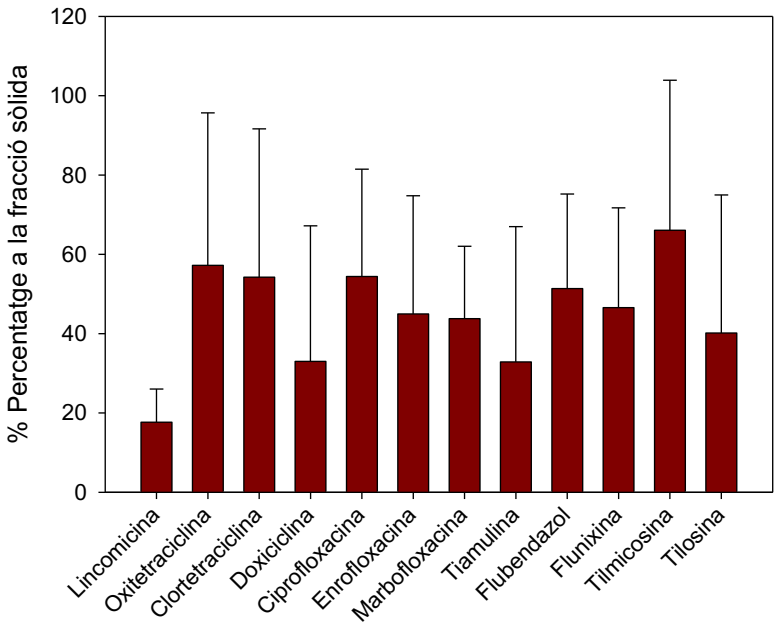

Figura 18. Distribució de fàrmacs i antibiòtics en la fracció sòlida de la centrífuga que tracta el digestat. Les barres representen la mitjana i la desviació estàndard de les tres campanyes de presa de mostra

D'altra banda, la centrífuga instal·lada a la planta de tractament basada en nitrificació-desnitrificació per al tractament de la purga del reactor de NDN (Figura 19) mostra un rendiment sòlid-líquid entre 7-12% durant les tres campanyes de presa de mostra realitzades. Durant el tractament en la centrífuga (Taula 9), els nutrients continguts en la purga del reactor NDN es concentren majoritàriament al fang deshidratat (0,78-9,15 g NTK/kg, 6,2-10,5 g P/L i 0,95-3,2 g K/L), amb concentracions en el clarificat tres ordres de magnitud més baixes (6-320 mg NTK/L, 14-168 mg P/L i 133-589 mg K/L, respectivament).

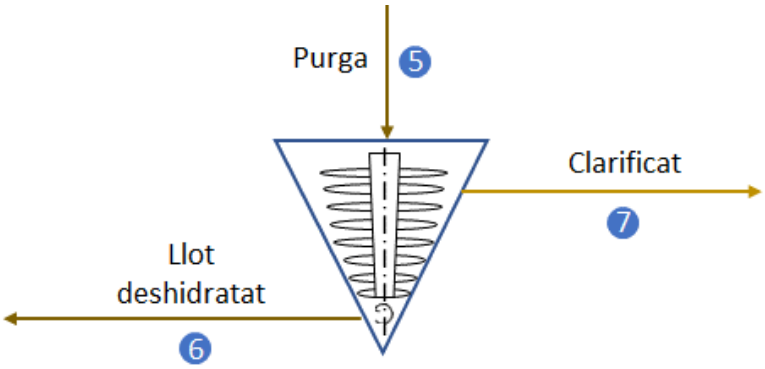

Figura 19. Centrífuga instal·lada a la planta de tractament basada en el procés de nitrificació-desnitrificació

A la Figura 20 es mostra la distribució de fàrmacs i antibiòtics en el fang deshidratat obtingut de la centrífuga durant el tractament de la purga del reactor NDN. Tot i les diferències observades en les concentracions d'aquests contaminants emergents entre les campanyes, els resultats indiquen que, de forma general, tots els fàrmacs i antibiòtics objecte d'estudi es concentren majorità-

riament en la fase sòlida (> 90%), independentment de la classe a la qual pertanyen (ja siguin tetraciclines, fluoroquinolones, sulfamides, etc.). En conseqüència, les concentracions de fàrmacs i antibiòtics detectades en el clarificat de la centrífuga es mantenen en l'interval de no detectat a 12 µg/L.

Taula 9. Caracterització fisicoquímica de les corrents d'entrada i sortida de la centrífuga instal·lada a la planta de tractament basada en el procés de nitrificació-desnitrificació (Figura 7). Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purga (5)	Min.	2,14	0,84	652	423	9,33	23,33
	Max.	2,51	1,14	1.082	804	67,33	88,09
Clarificat (7)	Min.	0,09	0,006	13,88	133	< 0,4	9,11
	Max.	0,38	0,32	168	589	2,44	16,67
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Llot deshidratat (6)	Min.	21,19	0,78	6.194	959	104	7,18
	Max.	23,99	9,15	10.510	3.201	146	67,33

**Paràmetres expressats sobre base humida*

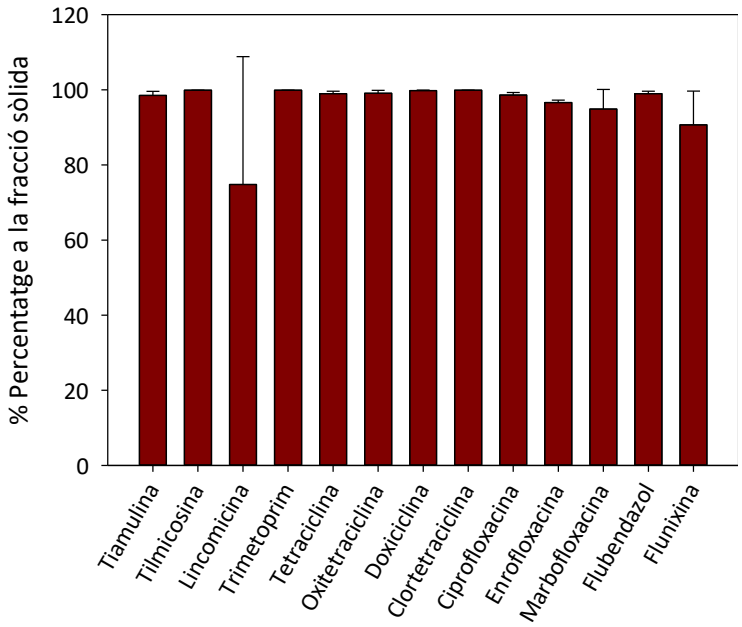

Figura 20. Distribució de fàrmacs i antibiòtics en el llot deshidratat de la centrífuga que tracta els llots de la purga del reactor NDN. Les barres representen la mitjana i la desviació estàndard de les tres campanyes de presa de mostra

Si es comparen els resultats obtinguts en les dues centrífugues (Figures 17 i 19), s'observa una major distribució de fàrmacs i antibiòtics en el fang deshidratat obtingut durant el tractament de la purga del reactor de nitrificació-desnitrificació (> 90%) enfront a la fracció sòlida obtinguda durant el tractament del digestat (~50%). Aquest fet podria explicar-se per les diferències en la composició de les dues fraccions sòlides, la qual afavoriria l'adsorció dels compostos estudiats sobre el fang deshidratat.

5.2.2.3. Osmosi inversa

L'osmosi inversa és una tecnologia de membranes (diàmetre de porus < 1 nm) que s'utilitza per concentrar sals i nutrients en un corrent líquid (concentrat), mitjançant l'aplicació d'una pressió externa, obtenint a la vegada un altre corrent (permeat), que es caracteritza per un baix contingut en sòlids, matèria col·loidal i ions. La unitat d'osmosi inversa instal·lada a la planta de tractament de residus ramaders basada en la digestió anaeròbia (Figura 21) per tractar la fracció líquida (separació mitjançant centrífuga) del digestat consta de dues etapes i presenta una taxa de rebuig al voltant del 20% (és a dir, s'obté un 20% de concentrat i un 80% de permeat).

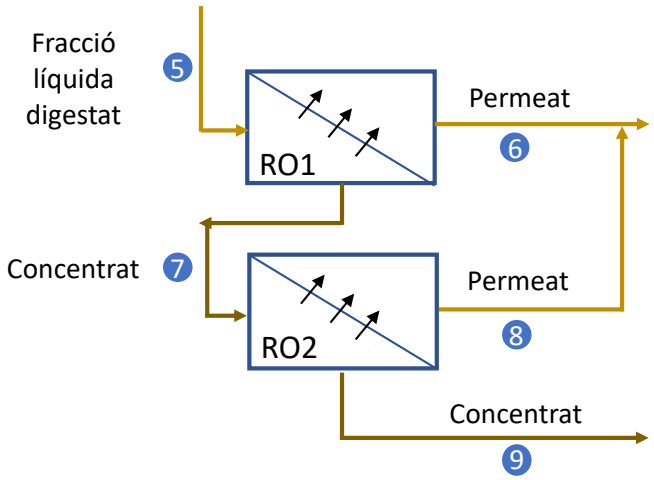

Figura 21. Sistema d'osmosi inversa de dues etapes instal·lat a la planta de tractament basada en la digestió anaeròbia

Durant les tres campanyes de presa de mostra, el permeat obtingut del sistema d'osmosi inversa de dues etapes (combinació dels corrents 6 i 8) es caracteritza per un contingut en sòlids totals per sota del 0,28% i una baixa concentració de nitrogen i fòsfor (Taula 10), mentre al concentrat s'hi acumulen majoritàriament els nutrients (7,9-8,5 g NTK/L, 17-56 mg/L de fòsfor i 0,08-1,5 g/L de potassi, respectivament).

A la Figura 22 es mostren els percentatges de reducció dels fàrmacs i antibiòtics seleccionats durant el tractament en la unitat d'osmosi inversa de dues etapes de la fracció líquida del digestat. Els resultats obtinguts indiquen una reducció de la concentració d'aquests compostos en el permeat superiors al 90%. Per tant, atès que aquesta tecnologia es basa en una separació física dels contaminants, els compostos s'acumulen en el corrent de concentrat. L'aplicació de l'osmosi inversa per al tractament de la fracció líquida del digestat permet obtenir un permeat d'alta qualitat (representa ~80% del volum total tractat en aquesta unitat) que conté concentracions traça de

fàrmacs i antibiòtics (entre no detectat i 37 ng/L), i un concentrat amb un contingut en fàrmacs i antibiòtics entre no detectat i 55 µg/L.

Taula 10. Caracterització fisicoquímica de les corrents d'entrada i sortida al sistema d'osmosi inversa de dues etapes instal·lat a la planta basada en digestió anaeròbia. Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres etapes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fracció líquida (5)	Min.	0,93	3,7	5,0	97	0,08	0,19
	Max.	1,4	6,7	47	770	0,70	0,90
Permeat RO1 (6)	Min.	0,003	0,11	1,9	14	0,02	1,2
	Max.	0,03	0,63	18	67	0,07	1,6
Concentrat RO1 (7)	Min.	1,5	4,2	23	84	0,04	0,13
	Max.	1,9	7,8	41	1.300	1,1	4,0
Permeat RO2 (8)	Min.	0,03	0,06	1,9	12	0,02	0,12
	Max.	0,28	3,9	35	422	0,4	2,5
Concentrat RO2 (9)	Min.	1,6	7,9	17	84	1,1	0,13
	Max.	4,8	8,5	56	1.500	1,9	2,7

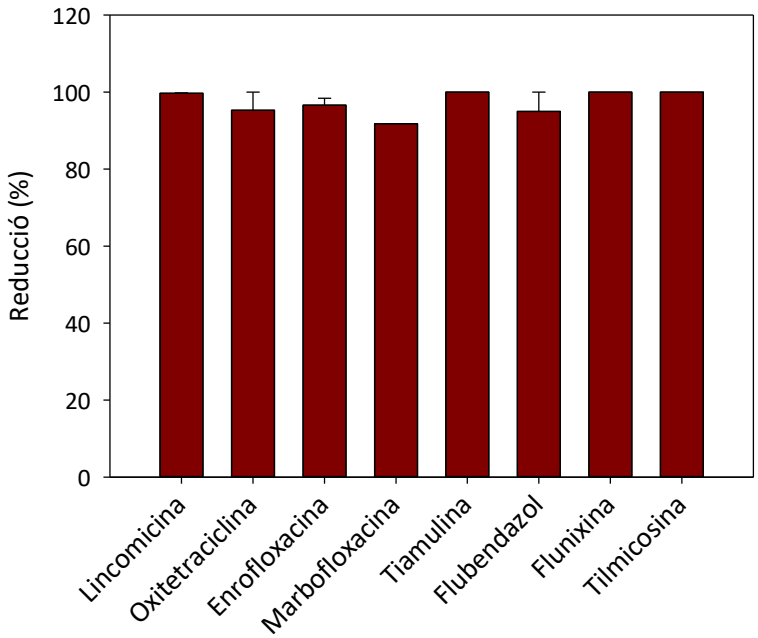

Figura 22. Reducció de fàrmacs i antibiòtics durant l'etapa d'osmosi inversa. Les barres representen la mitjana i la desviació de les tres campanyes de presa de mostra

5.3. Integració de les tecnologies en trens de tractament

5.3.1. Planta de tractament basada en la digestió anaeròbia, separació de fases i osmosi inversa

La caracterització fisicoquímica del purí porcí i els llots d'escorxador tractats a la planta de tractament de residus ramaders presenten una gran variabilitat entre les tres campanyes de presa de mostra (Taula 11), fet que es pot atribuir a que aquesta planta tracta residus procedents de diferents instal·lacions. En general, el purí porcí es caracteritza per un contingut en sòlids totals entre 2,2 i 15% i una concentració de nitrogen entre 2,3 i 4,3 g NTK/L. Els llots d'escorxador mostren un contingut en sòlids totals entre 4,7 i 18% i una concentració de nitrogen entre 11 i 34 g NTK/kg.

Taula 11. Caracterització fisicoquímica dels residus d'entrada i productes generats a la planta de tractament basada en la digestió anaeròbia (Figura 6). Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purí cru (1)	Min.	2,2	2,3	708	130	0,023	0,16
	Max.	26	4,3	1.700	1.300	5,8	1,7
Permeat RO1 (6)	Min.	0,003	0,11	1,9	14	0,02	1,2
	Max.	0,03	0,63	18	67	0,07	1,6
Permeat RO2 (8)	Min.	0,03	0,06	1,9	12	0,02	0,12
	Max.	0,28	3,9	35	422	0,4	2,5
Concentrat RO2 (9)	Min.	1,6	7,9	17	84	1,1	0,13
	Max.	4,8	8,5	56	1.500	1,9	2,7
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Llots escorxador (2)	Min.	4,7	11	1.500	450	1,5	0,08
	Max.	18	34	4.300	2.500	18	59
Fracción sólida (4)	Min.	3,4	11	3.200	740	2,0	0,07
	Max.	27	22	6.700	2.700	26	87

** Paràmetres expressats en base humida*

El tren de tractament que s'aplica en aquesta instal·lació permet, a través d'un procés de quatre etapes, la transformació dels residus ramaders (purí porcí i llots d'escorxador) en tres productes finals: i) un permeat d'alta qualitat (combinació dels corrents (6) i (8)) el qual presenta un contingut en sòlids totals per sota del 0,28% i una baixa concentració de nitrogen i fòsfor i, ii) dos productes on es concentren els nutrients (la fracció sòlida procedent de la centrífuga (4) i el concentrat obtingut en el sistema d'osmosi inversa de dues etapes (9)) amb potencial per ser valoritzats en agricultura a causa del seu elevat contingut en nitrogen, fòsfor i potassi. A més, en aquesta planta també es produeix biogàs com a producte final, valoritzat per a la producció d'energia. En aquest cas, la fracció sòlida obtinguda (4) es caracteritza per un contingut en nitrogen entre 11-22 g NTK/kg,

3,2-6,7 g/kg de fòsfor i 0,7-2,7 g/kg de potassi mentre que el concentrat del sistema d'osmosi inversa de dues etapes (9) presenta un contingut en nitrogen entre 7,9-8,5 g NTK/L, 17-56 mg/L de fòsfor i 0,08-1, 5 g/L de potassi.

El tren de tractament aplicat en aquesta planta permet reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics detectats en els residus d'entrada a la planta a causa de l'efecte combinat del digestor anaerobi, la centrífuga i el sistema d'osmosi inversa (Taula 12).

Taula 12. Concentracions de fàrmacs i antibiòtics detectats en els residus d'entrada i productes finals obtinguts en la planta de tractament basada en la digestió anaeròbia. Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Compost		Purí (µg/L) (1)	Llots (µg/kg*) (2)	Fracció sòlida (µg/kg*) (4)	Concentrat (µg/L) (9)	Permeats (µg/L) (6) (8)
Tilosina	Min.	n.d.	3,4	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	0,10	97	10,6	n.d.	n.d.
Tiamulina	Min	0,20	4,9	7,66	0,03	n.d.
	Max.	12,1	15	8,88	40	n.d.
Tilmicosina	Min.	0,03	7,8	5,56	n.d.	n.d.
	Max.	0,75	91	23,1	n.d.	n.d.
Lincomicina	Min.	14,8	78	154	36	0,12
	Max.	72	250	808	54	7,70
Oxitetraciclina	Min.	50,1	130	739	n.d.	n.d.
	Max.	191	1.080	1.513	0,30	0,037
Doxiciclina	Min.	93	n.d.	1.393	n.d.	n.d.
	Max.	282	5.100	3.817	n.d.	n.d.
Clortetraciclina	Min.	1,05	110	150	n.d.	n.d.
	Max.	1,93	630	455	n.d.	n.d.
Ciprofloxacina	Min.	0,94	25	39	n.d.	n.d.
	Max.	1,88	42	76	n.d.	n.d.
Enrofloxacina	Min.	2,99	76	139	n.d.	n.d.
	Max.	18,79	240	375	0,21	0,037
Marbofloxacina	Min.	0,91	48	30	n.d.	n.d.
	Max.	11,2	101	61	n.d.	0,01
Flubendazol	Min.	3,88	<LOQ	17	<LOQ	n.d.
	Max.	12,9	87	22	0,12	0,021
Flunixina	Min.	0,95	n.d.	4,11	0,16	n.d.
	Max.	4,01	n.d.	7,99	0,34	n.d.

** Concentracions expressades sobre base seca. n.d.: no detectat*

Les concentracions màximes detectades en el permeat pels dotze compostos seleccionats es mantenen per sota de 0,04 µg/L, excepte la lincomicina (0,1-7,7 µg/L). D'altra banda, les concentracions detectades en el concentrat obtingut com a producte final es mantenen entre no detectat per compostos com ara tilosina, tilmicosina, ciprofloxacina i doxiciclina i, valors màxims de 54 µg/L per lincomicina. Tenint en compte que durant el tractament del digestat a la centrífuga els fàrmacs i antibiòtics es concentren majoritàriament a la fracció sòlida (Figura 18), el producte sòlid obtingut presenta concentracions altes d'aquests compostos, i són especialment significatives per la lincomicina (808 µg/kg), oxitetraciclina (1.513 µg/kg) i doxiciclina (3.817 µg/kg).

La fracció sòlida i el concentrat obtinguts en aquesta planta de tractament s'apliquen com a fertilitzant en sòls agrícoles, i poden ser una potencial via d'entrada de fàrmacs i antibiòtics en sòls i, per tant, una important font de contaminació de les aigües subterrànies. Tot i que actualment no hi ha una normativa que limiti les concentracions de fàrmacs i antibiòtics en aquests subproductes utilitzats com a biofertilitzants, seria recomanable l'aplicació d'un tractament addicional previ a la seva valorització com a fertilitzants en sòls agrícoles, especialment en el cas de la fracció sòlida, amb la finalitat de reduir potencials riscos ambientals[80].

5.3.2. Planta de tractament basada en la separació de fases i nitrificació-desnitrificació

Durant les tres campanyes de presa de mostra, el purí cru es va caracteritzar per un contingut en sòlids totals entre 2,84 i 5,34% i un alt contingut en nutrients: nitrogen (2,36-3,82 g NTK/L), fòsfor (0,5-1,2 g/L) i potassi (0,9-12,9 g/L). Les variacions observades en la composició de purins entre diferents campanyes de presa de mostra (Taula 13) s'atribueixen als canvis realitzats a la granja relacionats amb la proporció de mares i garrins i, a la variabilitat del factor de dilució degut a la contribució de les aigües de neteja. El tren de tractament aplicat a la planta permet, a través d'un procés de tres etapes, la transformació del purí porcí en quatre productes principals: i) dos corrents líquids (efluent del reactor de NDN (4) i clarificat (7)), els quals representen el 85-90% del volum total de purí tractat a la planta, i que es caracteritzen per un baix contingut en nitrogen (7-290 mg NTK/L i 6-320 mg NTK/L, respectivament) i, ii) dos corrents sòlids generats durant el tractament de purins al separador sòlid-líquid (3) i la centrífuga (6), respectivament, els quals representen aproximadament el 10-15% del volum total de purí tractat a la planta, amb un contingut en sòlids totals entre 26,03-27,80% i 21,19-23,99%, respectivament. La fracció sòlida del separador sòlid-líquid es caracteritza per un contingut en nitrogen de 3,43-7,19 g NTK/kg, 2,2-3,9 g/kg de fòsfor i 2,6-3,0 g/kg de potassi, mentre que el llot deshidratat presenta un contingut en nitrogen entre 0,8-9,2 g NTK/kg, 6,1-10,5 g/kg de fòsfor i 1,0-3,2 g/kg de potassi. Les concentracions detectades de coure i zinc en tots els productes generats a la planta de tractament són inferiors als valors màxims admissibles per a la seva aplicació en agricultura d'acord amb la Directiva 86/278/CEE, pel que van poder ser valoritzats com a fertilitzants en sòls agrícoles.

Els resultats globals obtinguts per les concentracions de fàrmacs i antibiòtics (Taula 14) demostren que, durant el tractament de purins, els tretze compostos detectats en el residu d'entrada es concentren majoritàriament als productes sòlids de sortida de la planta (fracció sòlida i fang deshidratat), mentre que els productes líquids (efluent del reactor de NDN i el clarificat) contenen nivells molt baixos d'aquests compostos (<45 µg/L i <12 µg/L, respectivament), a causa de d'elevada eficàcia del reactor de nitrificació-desnitrificació per reduir la concentració d'aquests compostos en fraccions líquides.

Taula 13. Caracterització fisicoquímica del residu d'entrada i els productes generats a la planta de tractament basada en el procés de nitrificació-desnitrificació (Figura 7). Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres etapes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Purí cru (1)	Min.	2,84	2,36	535	933	7,11	10,37
	Max.	5,34	3,82	1.200	12.889	23,11	36,18
Efluent NDN (4)	Min.	0,50	0,007	3,77	703	< 1,33	10,22
	Max.	0,73	0,29	152	897	2,60	29,96
Clarificat (7)	Min.	0,09	0,006	13,88	133	< 0,4	9,11
	Max.	0,38	0,32	168	589	2,44	16,67
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Fracció sòlida (3)	Min.	26,03	3,43	2.169	2.644	31,06	16,37
	Max.	27,80	7,19	3.894	2.996	34,75	41,11
Llot deshidratat (6)	Min.	21,19	0,78	6.194	959	104	7,18
	Max.	23,99	9,15	10.510	3.201	146	67,33

** Paràmetres expressats sobre base humida*

Atès que la fracció sòlida i el fang deshidratat obtinguts s'apliquen directament per a la fertilització de sòls agrícoles, les concentracions de fàrmacs i antibiòtics detectades en aquests corrents, que són especialment significatives per la tetraciclina, doxiciclina o enrofloxacina (concentracions màximes detectades entre 10-115 mg/kg), poden contribuir a la contaminació de sòls i aigües subterrànies, així com a el desenvolupament de resistències als antibiòtics, afectant a la salut humana. En conseqüència, seria recomanable aplicar una tecnologia de posttractament (per exemple: compostatge) abans de l'aplicació d'aquests productes sòlids com a fertilitzants en agricultura[80].

Taula 14. Concentracions de fàrmacs i antibiòtics detectats en el residu d'entrada i els productes obtinguts en la planta de tractament de nitrificació-desnitrificació. Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Compost		Purí (µg/L) (1)	Efluent NDN (µg/L) (4)	Clarificat (µg/L) (7)	Fracció sòlida (µg/kg*) (3)	Llot deshidratat (µg/kg*) (6)
Tiamulina	Min.	0,8	n.d.	n.d.	41,5	6,8
	Max.	30,8	0,22	0,21	612	588
Tilmicosina	Min.	0,085	n.d.	n.d.	4,35	5,2
	Max.	0,16	n.d.	n.d.	7	16
Lincomicina	Min.	100	n.d.	n.d.	575	n.d.
	Max.	142	19,7	12	1.287	199
Trimetoprima	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	1,3	n.d.	n.d.	27	97
Tetraciclina	Min.	143	1,85	0,57	4.350	6.400
	Max.	2.082	45,5	12	61.442	27.734
Oxitetraciclina	Min.	39	0,80	n.d.	1.045	1.120
	Max.	191	4,48	1,03	7.389	6.605
Doxiciclina	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	2.156	18	8	71.500	115.000
Clortetraciclina	Min.	16,2	n.d.	n.d.	675	825
	Max.	55,1	n.d.	n.d.	1.751	1.677
Ciprofloxacina	Min.	25	0,37	0,18	796	640
	Max.	43	1,23	0,52	1.491	2.079
Enrofloxacina	Min.	123	7,7	2,30	2.612	4.378
	Max.	281	10,1	6,07	11.500	10.300
Marbofloxacina	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	41	3,45	2,2	1.372	1.855
Flubendazol	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	13,5	0,309	0,17	265	1.079
Flunixina	Min.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
	Max.	140	35,9	10,9	2.104	6.868

** Concentracions expressades sobre base seca. n.d.: no detectat*

5.3.3. Planta de compostatge

El fem d'origen boví generat a la granja mostra una composició molt similar durant les tres campanyes de presa de mostra (Taula 15). En general, aquest residu es caracteritza per un contingut en sòlids totals entre 3,54 i 4,54%, mentre que la concentració de nutrients (nitrogen, fòsfor i potassi) es manté entre 1,84-2,36 g NTK/L, 215-412 mg/L i 0,71-1,02 g/L, respectivament. La integració de les tecnologies en el tren de tractament de dues etapes permet la transformació de purí boví en dos productes amb alt potencial per ser utilitzats com a fertilitzants en sòls agrícoles a causa del seu elevat contingut en nutrients (Taula 15): i) un corrent líquid procedent del separador sòlid-líquid (2) i ii) un producte sòlid estabilitzat després del procés de compostatge (4). El compost obtingut (classificat com a classe C) (RD 506/2013) presenta una relació N:P(P_2O_5):K(K_2O) mitjana de 3:1:1 (% en base seca). La fracció líquida obtinguda es caracteritza per un contingut en nitrogen, fòsfor i potassi de 1,7-2,1 g NTK/L, 250-424 mg P/L i 433-800 mg K/L, respectivament, la qual cosa justifica la seva aplicació com a fertilitzant en camps.

Taula 15. Caracterització fisicoquímica del residu d'entrada i els productes generats a la planta basada en el procés de compostatge (Figura 8). Les concentracions que es mostren es corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

Mostres líquides		ST (%)	NTK (g/L)	P (mg/L)	K (mg/L)	Cu (mg/L)	Zn (mg/L)
Fem boví (1)	Min.	3,54	1,84	215	712	0,68	4,04
	Max.	4,54	2,36	412	1.022	1,67	5,04
Fracció líquida (2)	Min.	2,19	1,69	250	433	1,78	3,11
	Max.	3,33	2,14	424	800	2,91	4,25
Mostres sòlides		**ST (%)**	**NTK (g/kg*)**	**P (mg/kg*)**	**K (mg/kg*)**	**Cu (mg/kg*)**	**Zn (mg/kg*)**
Compost (4)	Min.	17,43	5,19	405	2.119	23,24	147
	Max.	34,64	9,37	1.098	3.209	40,73	201

** Paràmetres expressats sobre base humida*

El tren de tractament aplicat a aquesta planta permet reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics d'origen veterinari detectats al purí boví fins a un 70%, a causa principalment del potencial del procés de compostatge (Taula 16). Les concentracions màximes detectades pels nou compostos seleccionats en la fracció líquida estaven per sota de 15 µg/L, excepte l'oxitetraciclina, la ciprofloxacina i l'enrofloxacina, els quals es van detectar en concentracions de fins a 86 µg/L durant alguna campanya de presa de mostra, en concordança amb la seva major detecció en els purins d'entrada (Taula 16). D'altra banda, la concentració dels compostos d'estudi al compost obtingut com a producte final es va mantenir entre no detectat per compostos com ara tilosina, clortetraciclina i flubenzadol i valors de 161 µg/kg per a substàncies com ara tetraciclina i l'enrofloxacina.

Taula 16. Concentracions d'antibiòtics i fàrmacs detectats en residus d'entrada i els productes obtinguts en la planta de tractament basada en el compostatge. Les concentracions que es mostren corresponen als valors mínims i màxims mitjans detectats durant les tres campanyes de presa de mostra

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

** Concentracions expressades sobre base seca. n.d.: no detectat*

5.4. Gens de resistència als antibiòtics

El potencial de les tecnologies de tractament de purins per reduir la presència de gens de resistència als antibiòtics es va determinar mitjançant el seguiment de cinc gens que confereixen resistència a les classes d'antibiòtics estudiades: *qrnS* (confereixen resistència als antibiòtics de la família de les fluoroquinolones), *tetW* (resistència a les tetraciclines), *ermB* (resistència als macròlids), *sul1* (resistència a les sulfamides) i bla_{KPC} (resistència a les cefalosporines i penicil·lines). A més, es va analitzar la presència del gen *intI1* (codifica la integrassa dels integrons de classe I) com a indicador de la mobilització genètica[81] i el gen 16S rRNA per determinar l'abundància bacteriana en les mostres. A les Figures 23 i 24 es representa la quantitat de gens de resistència detectats en els principals corrents de les plantes de tractament basades en la digestió anaeròbia i compostatge. Els resultats s'expressen com a concentracions absolutes, és a dir nombre de còpies de gens per ng d'ADN i en escala logarítmica per facilitar la interpretació de les dades. Les concentracions

absolutes proporcionen informació sobre la reducció o augment de l'abundància de gens durant les diferents etapes del tren de tractament.

Els resultats obtinguts durant aquestes campanyes de presa de mostra han permès detectar la presència dels cinc gens de resistència seleccionats en els residus d'entrada a les plantes de tractament (purins de porc, llots d'escorxador i fem de vaca), sent les concentracions determinades en els tres casos pràcticament del mateix ordre de magnitud. Pel que fa al potencial de les tecnologies per reduir la concentració de gens de resistència a antibiòtics s'ha demostrat que la digestió anaeròbia té una eficàcia baixa mentre que el sistema d'osmosi inversa permet reduir de manera significativa els gens *tetW* (resistència a tetraciclines), *ermB* (resistència a macròlids) i *qnrS* (resistència a fluoroquinolones) tot i que encara es van detectar còpies en el permeat. Durant el procés de compostatge s'observa una reducció del nombre de còpies dels gens *tetW* (resistència a les tetraciclines), *emrB* (resistència als macròlids), *qnrS* (resistència a les fluoroquinolones) i bla_{KPC} (resistència a les β-lactames), mentre que per al gen *sul1* (resistència a les sulfamides) l'eliminació va ser nul·la. En el cas del procés de nitrificació-desnitrificació, a dia d'avui no hi ha informació disponible sobre l'eficàcia d'aquest sistema per a la reducció dels gens de resistència als antibiòtics en plantes de tractament de purins. No obstant, en plantes de tractament d'aigües residuals basades en biofiofiltres de nitritació parcial es van identificar gens de resistència a les sulfamides (*sul1*, *sul2* i *sul3*) i a les fluoroquinolones (*gyrA, gyrB* i *grlB*) quan s'addicionaven concentracions conegudes d'antibiòtics macròlids, sulfamides i fluoroquinolones, mentre que no es van detectar en el cas dels gens de resistència associats als macròlids[82].

Els resultats que es presenten en aquest document en referència als gens de resistència als antibiòtics s'han de considerar com un punt de partida en la identificació del potencial de les tecnologies instal·lades a les plantes de tractament de dejeccions ramaderes per reduir el nombre de còpies de gens de resistència als antibiòtics. Per tant, és essencial el desenvolupament de projectes futurs amb l'objectiu d'incrementar el coneixement sobre el comportament dels gens de resistència als antibiòtics durant el tractament de purins i, determinar les condicions òptimes d'operació dels sistemes de tractament per reduir la presència de resistències en els productes obtinguts, minimitzant així els riscos potencials sobre el medi ambient i la salut humana associats a l'aplicació d'aquests subproductes com a biofertilitzants en agricultura.

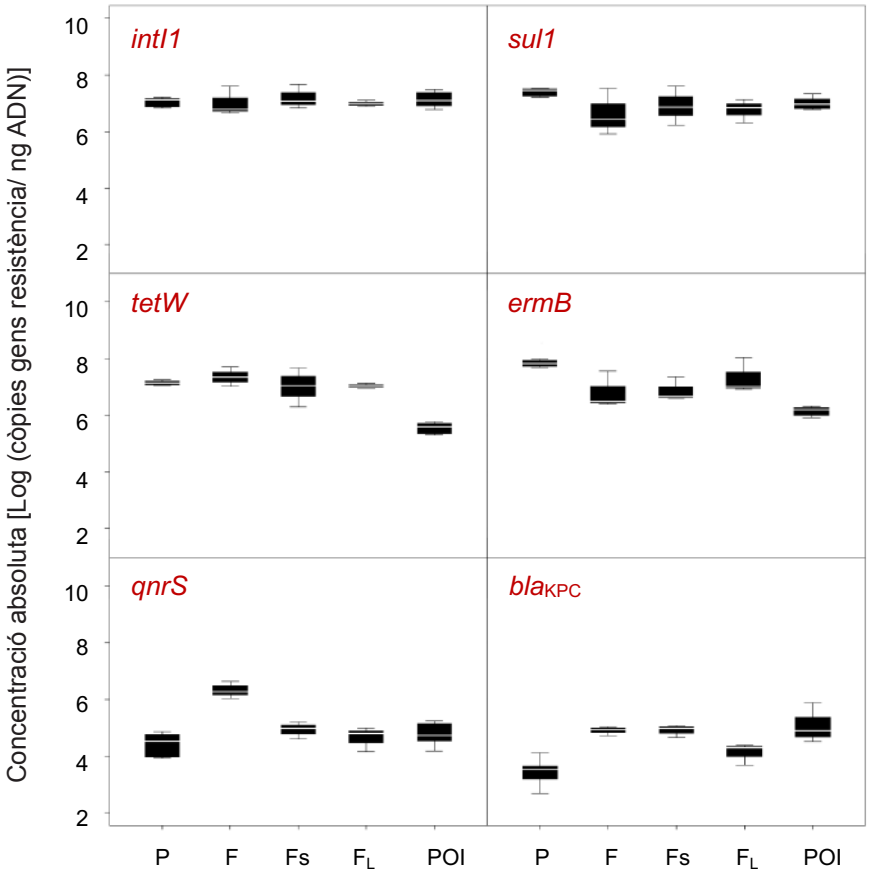

Figura 23. Presència de gens de resistència en plantes basades en digestió anaeròbia. P (purí), F (llots d'escorxador), F_S (fracció sòlida de la centrífuga), F_L (fracció líquida de la centrífuga), POI (permeat osmosi inversa).

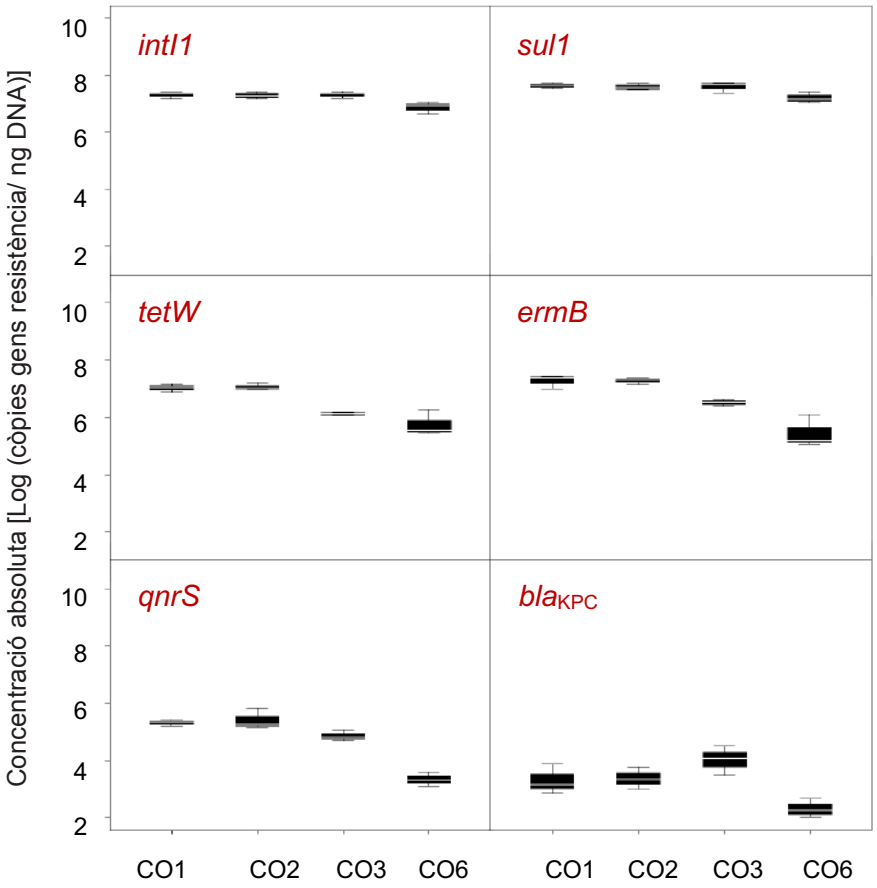

Figura 24. Presència de gens de resistència en la planta basada en compostatge. CO1 (fem d'entrada), CO2 (fracció líquida del separador sòlid-líquid), CO3 (fracció sòlida del separador sòlid-líquid), CO6 (compost final).

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

6
Conclusions i recomanacions

6. Conclusions i recomanacions

Durant els últims anys, el sector ramader ha fet esforços molt importants per reduir el subministrament de fàrmacs i antibiòtics a la ramaderia. Tot i les millores que s'estan fent al sector ramader, els tres casos d'estudi presentats confirmen que es detecten concentracions destacables de fàrmacs i antibiòtics en purins de porc i fems de vaca de l'ordre de µg/L fins a mg/L. Aquestes concentracions són més altes en purins porcins. Els compostos detectats amb major freqüència són els antibiòtics del grup de les tetraciclines, fluoroquinolones, macròlids, lincosamides, tiamulina, i els fàrmacs flubendazol i flunixina.

També s'ha detectat concentracions significatives de gens de resistència en els dos tipus de dejeccions ramaderes estudiades, tant en la fase sòlida com en la fracció líquida del purí.

Els resultats dels tres casos d'estudi demostren que, encara que les tecnologies per al tractament de dejeccions ramaderes estudiades hagin estat dissenyades per a la concentració o eliminació de nutrients, aquestes també tenen potencial per a la reducció de la concentració de fàrmacs i antibiòtics. L'ús d'aquestes tecnologies permetria no només gestionar l'excés de nutrients, sinó també reduir la contaminació per fàrmacs i antibiòtics d'ús veterinari en sòls agrícoles i recursos hídrics. Mitjançant els tractaments estudiats s'aconsegueix reduir la càrrega de fàrmacs, antibiòtics i gens de resistència, encara que s'ha detectat la presència d'alguns d'aquests compostos en algunes de les fraccions tractades que s'utilitzen com a fertilitzant pels cultius. Per tant, s'espera una reducció dels riscos ambientals ja que s'obtenen subproductes amb concentracions menors de fàrmacs i antibiòtics, però no obstant, s'hauria d'avaluar si aquestes concentracions podrien acumular-se en cultius i tenir algun efecte negatiu.

Els resultats de la planta de digestió anaeròbia suggereix que aquest tractament, operant a condicions mesòfiles, té poca capacitat per reduir les concentracions de fàrmacs i antibiòtics en purins.

Les tecnologies de separació sòlid-líquid i de membranes són eficients per a la concentració de fàrmacs i antibiòtics, amb diferents rendiments i en les diferents fraccions en funció de les condicions d'operació. Els resultats dels tres casos d'estudi indiquen que els fàrmacs i antibiòtics tenen una major tendència a concentrar-se en les fraccions sòlides.

Els tractaments basant en el procés de nitrificació-desnitrificació (NDN) són particularment eficients per a la reducció de fàrmacs i antibiòtics en fraccions líquides, mentre que el compostatge és una molt bona opció per fraccions sòlides. Aquest punt és d'especial interès, ja que la major part dels fàrmacs i antibiòtics es concentren en la fracció sòlida.

Pel que fa els gens de resistència, els resultats obtinguts indiquen que el purí cru de porc, els llots d'escorxador i el fem de vaca contenen concentracions significatives i que aquestes són comparables entre els tres tipus de mostra. La digestió anaeròbia, operant a condicions mesòfiles, i la separació sòlid-líquid, tenen una capacitat limitada per reduir els gens de resistència. Contràriament, durant l'etapa de compostatge s'aconsegueixen reduir les concentracions inicials de gens de resistència, encara que es segueixen detectant a nivells significatius en el compost final.

Per últim, cal mencionar que els percentatges de reducció i/o eliminació de fàrmacs, antibiòtics i gens de resistència als antibiòtics podrien variar entre diferents plantes de tractament que apliquin les mateixes tecnologies en funció de:

(i) la concentració d'aquests contaminant presents en les dejeccions ramaderes a tractar;
(ii) les condicions d'emmagatzematge de les dejeccions ramaderes;
(iii) les característiques del sistema de separació sòlid-líquid; entre altres.

RECOMANACIONS

Segons els resultats obtinguts en els estudis de reducció i/o eliminació de nivells de fàrmacs i antibiòtics mitjançant tecnologies de tractament de dejeccions ramaderes com separació de fases, nitrificació-desnitrificació (NDN), digestió anaeròbia (DA), osmosi inversa, i compostatge, es proposen una sèrie de recomanacions pel que fa la gestió de les dejeccions ramaderes i la seva valorització com a fertilitzants agrícoles:

- Els sistemes de separació de fases sòlid-líquid o els sistemes de concentració mitjançant osmosi inversa, permeten l'obtenció d'efluents líquids amb una baixa concentració de fàrmacs i antibiòtics, aconseguint d'aquesta manera tenir unes fraccions sòlides, o d'efluent líquid concentrat, amb alts continguts d'aquests compostos.
- Els tractaments basats en el procés de nitrificació-desnitrificació (NDN) també són particularment eficients per a la reducció de fàrmacs i antibiòtics en fraccions líquides.
- Els sistemes de digestió anaeròbia (DA), presenten rendiments d'eliminació molt baixos o menyspreables i per tant, es recomana l'aplicació de sistemes complementaris de posttractament.
- El compostatge és l'opció preferent per tractar la fracció sòlida i els llots deshidratats del procés de NDN, perquè aquesta tecnologia presenta un alt rendiment per reduir la concentració de fàrmacs i antibiòtics. Aquest punt és d'especial interès, ja que la major part dels fàrmacs i antibiòtics es concentren en aquesta fracció.
- Per al disseny de noves plantes de tractament de dejeccions ramaderes es recomana tenir en compte aquests resultats per no només concentrar i/o eliminar nutrients, sinó també per poder reduir i/o eliminar fàrmacs i antibiòtics. Es recomana focalitzar el disseny de la planta per tractar la fracció sòlida de les dejeccions ramaderes o incloure un posttractament addicional per tractar aquesta fracció en concret.

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

7
Definicions

7. Definicions

Activitat biològica (o bioactivitat): l'efecte d'un agent determinat, com per exemple un antibiòtic, en un organisme viu o òrgan viu. En farmacologia, l'activitat biològica o activitat farmacològica, descriu els efectes beneficiosos o adversos d'un fàrmac en la matèria viva.

Aigua dolça: l'aigua que sorgeix de forma natural, amb baixa concentració de sals, i que sovint pot considerar-se apta per a ser extreta i tractada amb la finalitat de produir aigua potable.

Aigües subterrànies: totes les aigües que estiguin sota la superfície terrestre a la zona de saturació i en contacte directe amb el sòl o el subsòl.

Aigües superficials: és aquella que es troba circulant o en repòs sobre la superfície de la terra. Aigua superficial: és la procedent de les precipitacions, que no es filtra ni retorna a l'atmosfera per evaporació o la que prové de fonts o naixements que s'originen de les aigües subterrànies.

Antibiòtics: són un tipus de medicament que s'utilitza per al tractament i prevenció de malalties infeccioses produïdes per bacteris. Existeixen diferents tipus de bacteris amb característiques específiques, d'aquí que existeixin diferents tipus d'antibiòtics per tractar cada un d'ells.

Aplicació agrícola: escampament o incorporació en sòls agrícoles (terres de cultius, prats, pastures, cultius forestals i plantacions d'arbres de fusta en terres de cultiu) de productes amb valor fertilitzant o d'origen orgànic.

Aplicació sobre el terreny: incorporació de substàncies al terreny, ja siguin estenent-les sobre la superfície, injectant-les, introduint-les per sota la superfície o barrejant-les amb les capes superficials del sòl.

Base agrícola: superfície de sòls agrícoles (terres de cultius, prats, pastures, cultius forestals i plantacions d'arbres de fusta en terres de cultiu) susceptibles a rebre aplicacions de dejeccions ramaderes i altres fertilitzants pel benefici agrícola.

Bestiar: tots els animals criats amb la finalitat d'aprofitament o lucrativa.

Compost nitrogenat: qualsevol substància que contingui nitrogen, excepte el nitrogen molecular gasós.

Compostatge: procés de transformació biològica controlada de dejeccions ramaderes sòlides, en condicions aeròbies, on s'aconsegueixen temperatures termòfiles com a resultat de la generació d'energia calorífica d'origen biològic.

Contaminació: introducció de substàncies d'origen antropogènic –com per exemple compostos nitrogenats d'origen agrari, pesticides, contaminants ambientals o residus de fàrmacs i antibiòtics de consum humà o veterinari– al medi natural, directa o indirectament, que tingui conseqüències que puguin posar en perill la salut humana, perjudicar els recursos naturals i/o els ecosistemes aquàtics, causant danys o ocasionant molèsties per al seu ús legítim.

Dejeccions ramaderes: materials residuals excretats pel bestiar, barrejats o no amb material com palla, restes de menjar i aigua subministrada al bestiar.

Eutrofització: enriquiment excessiu en nutrients que contenen nitrogen i fòsfor d'un ecosistema aquàtic amb l'entrada d'aigua restringida, com per exemple un llac. Un ecosistema o ambient eutrofitzat es caracteritza per una abundància anormalment alta de nutrients (procedent normalment d'activitats humanes), de forma que es produeix una proliferació descontrolada d'algues fitoplanctòniques.

Fàrmac: medicament legal que s'utilitza per prevenir, tractar o alleugerir els símptomes d'una malaltia o una afecció anormal.

Fems: dejecció ramadera de consistència sòlida.

Fertilitzant químic: qualsevol fertilitzant que es fabriqui mitjançant un procés industrial.

Fertilitzant: qualsevol substància que contingui un o diversos compostos nitrogenats i que s'apliqui sobre el terreny per augmentar el creixement de la vegetació; inclou els fems, residus de piscifactories i els llots de depuradora.

Metabolisme: conjunt de reaccions químiques controlades mitjançant les quals els organismes vius poden canviar la naturalesa de certes substàncies per obtenir així els elements nutritius i les quantitats d'energia que requereixen els processos de creixement, desenvolupament, reproducció i sostenir la vida. En farmacologia, és el procés pel qual es produeix una biotransformació química al cos per a que siguin excretades més fàcilment. La majoria dels fàrmacs es metabolitzen en l'organisme a metabòlits actius o inactius.

Metabòlit: substància que el cos elabora o utilitza quan es descomponen els aliments, els medicaments o substàncies químiques; o el seu propi teixit (per exemple, el greix o el teixit muscular). Aquest procés, que es diu metabolisme, produeix energia i els materials necessaris per al creixement, la reproducció i el manteniment de la salut.

Pla de gestió de les dejeccions ramaderes: document de planificació que recull el destí i altres aspectes de la gestió de les dejeccions ramaderes que genera o transforma una explotació ramadera, un centre de gestió de dejeccions o un gestor de residus, i que permet garantir que es disposa de la capacitat per a realitzar una correcta gestió de les dejeccions.

Purins: dejeccions ramaderes líquides o semilíquides excretades pel bestiar.

Tractament de dejeccions ramaderes: operació o conjunt d'operacions que produeixen un canvi de les característiques físiques, químiques i/o biològiques de les dejeccions ramaderes, diferents del transport i l'emmagatzematge.

Zona vulnerable (ZVN): superfície de territori que està o pot estar afectada per la contaminació de les aigües per nitrats d'origen agrari i que ha estat designada com a tal en l'aplicació de la Directiva 91/676/CEE.

Beta
Biodiversitat, Ecologia,
Tecnologia Ambiental i Alimentària

8
Bibliografia

8. Bibliografia

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

17. Gros, M. *et al*. Veterinary pharmaceuticals and antibiotics in manure and slurry and their fate in amended agricultural soils: Findings from an experimental field site (Baix Empordà, NE Catalonia). *Sci. Total Environ*. **654**, 1337–1349 (2019).

18. Marti, E. *et al*. Pharmaceuticals removal in an on-farm pig slurry treatment plant based on solid-liquid separation and nitrification-denitrification systems. *Waste Manag*. **102**, 412–419 (2020).

19. Gros, M. *et al*. Fate of pharmaceuticals and antibiotic resistance genes in a full-scale on-farm livestock waste treatment plant. *J. Hazard. Mater*. **378**, 120716 (2019).

20. Parlamento Europeo y del Consejo. Reglamento (UE) nº 1305/2013. *D. Of. la Unión Eur. Ser. L* (2013) doi:DOUE-L-2013-82900.

21. MAGRAMA. Caracterización del Sector Vacuno de Carne en España año 2018. 11 (2018).

22. MAPA (Ministerio de Agricultura y Alimentación). Dirección General De Producciones Y Mercados Agrarios. (2020).

23. Generalitat de Catalunya. Trets de l'economia catalana. 122 (2019).

24. Ur, M. Nombre d'explotacions i capacitat per comarca. desembre 2019. (2019).

25. European Union. Council Directive of 12th December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). *Off. J. Eur. Communities* **Nº L 375/1**, 1–8 (1991).

26. Carballo, M., Aguayo, S., González, M., Esperon, F. & Torre, A. de la. Environmental Assessment of Tetracycline's Residues Detected in Pig Slurry and Poultry Manure. *J. Environ. Prot. (Irvine,. Calif)*. **07**, 82–92 (2016).

27. Prosser, R. S. & Sibley, P. K. Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environ. Int*. **75**, 223–233 (2015).

28. Osorio, V., Larrañaga, A., Aceña, J., Pérez, S. & Barceló, D. Concentration and risk of pharmaceuticals in freshwater systems are related to the population density and the livestock units in Iberian Rivers. *Sci. Total Environ*. **540**, (2016).

29. Guillon, A. *et al*. Study on veterinary and human antibiotics in raw and treated water from a French basin. *Water Sci. Technol. Water Supply* **15**, 1275–1284 (2015).

30. Boy-Roura, M. *et al*. Towards the understanding of antibiotic occurrence and transport in groundwater: Findings from the Baix Fluvià alluvial aquifer (NE Catalonia, Spain). *Sci. Total Environ*. **612**, 1387–1406 (2018).

31. Niemuth, N. J. *et al*. Metformin exposure at environmentally relevant concentrations causes potential endocrine disruption in adult male fish. *Environ. Toxicol. Chem*. **34**, 291–296 (2015).

32. Fent, K. Progestins as endocrine disrupters in aquatic ecosystems: Concentrations, effects and risk assessment. *Environ. Int*. **84**, 115–130 (2015).

33. Oaks, J. L. *et al*. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* **427**, 630–633 (2004).

34. Green, R. E. *et al*. Rate of decline of the oriental white-backed vulture population in India estimated from a survey of diclofenac residues in carcasses of ungulates. *PLoS One* **2**, (2007).

35. Pico, Y. *et al*. Contaminants of emerging concern in freshwater fish from four Spanish Rivers. *Sci. Total Environ*. **659**, 1186–1198 (2019).

36. Richards, N. L. *et al*. Qualitative detection of the NSAIDs diclofenac and ibuprofen in the hair of Eurasian otters (Lutra lutra) occupying UK waterways with GC-MS. *Eur. J. Wildl. Res*. **57**, 1107–1114 (2011).

37. Verdú, J. R. *et al*. Low doses of ivermectin cause sensory and locomotor disorders in dung beetles. *Sci. Rep*. **5**, 1–10 (2015).

38. Jechalke, S., Heuer, H., Siemens, J., Amelung, W. & Smalla, K. Fate and effects of veterinary antibiotics in soil. *Trends Microbiol*. **22**, 536–545 (2014).

39. Du, L. & Liu, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. *Agron. Sustain. Dev*. **32**, 309–327 (2012).

40. Schriks, M., Heringa, M. B., van der Kooi, M. M. E., de Voogt, P. & van Wezel, A. P. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Res*. **44**, 461–476 (2010).

41. Debroux, J. F., Soller, J. A., Plumlee, M. H. & Kennedy, L. J. Human Health Risk Assessment of Non-Regulated Xenobiotics in Recycled Water: A Review. *Hum. Ecol. Risk Assess*. **18**, 517–546 (2012).

42. Stuart, M., Lapworth, D., Crane, E. & Hart, A. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Sci. Total Environ*. **416**, 1–21 (2012).

43. Boleda, M. R., Alechaga, É., Moyano, E., Galceran, M. T. & Ventura, F. Survey of the occurrence of pharmaceuticals in Spanish finished drinking waters. *Environ. Sci. Pollut. Res*. **21**, 10917–10939 (2014).

44. Ms Sarah Lockwood, Deloitte Ms Nada Saïdi, Deloitte Ms Valerie Ann Morgan, D. *Options for a strategic approach to pharmaceuticals in the environment Task 1 Report Revised version Document information*. (2016).

45. Xie, W. Y., Shen, Q. & Zhao, F. J. Antibiotics and antibiotic resistance from animal manures to soil: a review. *Eur. J. Soil Sci*. **69**, 181–195 (2018).

46. Zhang, H. *et al*. Plant growth, antibiotic uptake, and prevalence of antibiotic resistance in an endophytic system of pakchoi under antibiotic exposure. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **14**, (2017).

47. O 'neill, J. Antimicrobials in Agriculture and the Environment: Reducing Unnecessary Use and Waste the Review on Antimicrobial Resistance. (2015).

48. Robinson, T. P. *et al*. Antibiotic resistance is the quintessential One Health issue. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg*. **110**, 377–380 (2016).

49. Edo, J. T., Grave, K. & Mackay, D. " One Health ": The Regulation and Consumption of Antimicrobials for Animal Use in the EU. *Int. Anim. Heal. J*. **2**, 1–3.

50. Directiva 75_440_1975.pdf.

51. Consejo, D. D. E. L., Consejo, E. L. & Comunidades, D. E. L. A. S. N ° L 271 / 44 Diario Oficial de las Comunidades Europeas relativa a los métodos de medición y a la frecuencia de los muestreos y del análisis de las aguas superficiales Considerando la necesidad de que esta aproximación de las legislaciones vaya acompaña. 146–155 (1979).

52. Europeo, P. & Económico, C. Considerando que una disparidad entre las disposiciones ya. 174–192 (1980).

53. Comissions, E. The Common Agricultural Policy; Separating Fact from Fiction. *Agric. Rural Dev.* 1–9 (2019).

54. BOE. Real Decreto 486/2009, de 3 de abril, por el que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores que reciban pagos directos en el marco de la política agrícola común,. 35451–35466 (2009).

55. European Union. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the council of 12 December 2006 on the protection of groundwater against pollution and deterioration. *Off. J. Eur. Union* **19**, 19–31 (2006).

56. Barrena Medina, A. Directiva 2014/80/UE de la Comisión de 20 de junio de 2014 que modifica el anexo II de la Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (DOUE L 182/52,. *Actual. Jurídica Ambient.* 23–23 (2014).

57. Ministerio de Medio Ambiente, y M. R. y M. Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro. *Boletín Of. Del Estado* 60502–60511 (2009).

58. Real Decreto 261/1996. De 16 De Febrero, Sobre Protección De Las Aguas Contra La Contaminación Producida Por Los Nitratos Procedentes De Fuentes Agrarias. *BOE num. 61* 9734–9737 (1996).

59. 2015/495, C. I. D. (Eu) & 2015, of 20 M. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2015/495 of 20 March 2015 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council. *Off. J. Eur. Union* **L78/40**, 20–30 (2015).

60. EU Decision 2018/840. COMMISSION IMPLEMENTING DECISION (EU) 2018/840 of 5 June 2018. *Off. J. Eur. Union* **141**, 9–12 (2018).

61. Serra-Roig, M. P. *et al.* Occurrence, fate and risk assessment of personal care products in river–groundwater interface. *Sci. Total Environ.* **568**, 829–837 (2016).

62. Eamus, D., Fu, B., Springer, A. E. & Stevens, L. E. Groundwater Dependent Ecosystems: Classification, Identification Techniques and Threats. in *Integrated Groundwater Management: Concepts, Approaches and Challenges* (eds. Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D. & Ross, A.) 313–346 (Springer International Publishing, 2016). doi:10.1007/978-3-319-23576-9_13.

63. Lapworth, D. J. *et al*. Developing a groundwater watch list for substances of emerging concern: A European perspective. *Environ. Res. Lett.* **14**, (2019).

64. Report, A. J. ECDC/EFSA/EMA second joint report on the integrated analysis of the consumption of antimicrobial agents and occurrence of antimicrobial resistance in bacteria from humans and food-producing animals. *EFSA J.* **15**, (2017).

65. Scoppetta, F., Sensi, M., Franciosini, M. P. & Capuccella, M. Evaluation of antibiotic usage in swine reproduction farms in Umbria region based on the quantitative analysis of antimicrobial consumption. *Ital. J. Food Saf.* **6**, 112–119 (2017).

66. Merle, R. *et al*. Feasibility study of veterinary antibiotic consumption in Germany - comparison of ADDs and UDDs by animal production type, antimicrobial class and indication. *BMC Vet. Res.* **10**, (2014).

67. Catalunya, G. De. Descripció dels tractaments aplicables en el marc agrari. 612–614 (2018).

68. Spielmeyer, A., Breier, B., Groißmeier, K. & Hamscher, G. Elimination patterns of worldwide used sulfonamides and tetracyclines during anaerobic fermentation. *Bioresour. Technol.* **193**, 307–314 (2015).

69. Mitchell, S. M., Ullman, J. L., Teel, A. L., Watts, R. J. & Frear, C. The effects of the antibiotics ampicillin, florfenicol, sulfamethazine, and tylosin on biogas production and their degradation efficiency during anaerobic digestion. *Bioresour. Technol.* **149**, 244–252 (2013).

70. Feng, L., Casas, M. E., Ottosen, L. D. M., Møller, H. B. & Bester, K. Removal of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. *Sci. Total Environ.* **603–604**, 219–225 (2017).

71. Varel, V. H. *et al*. Effect of anaerobic digestion temperature on odour, coliforms and chlortetracycline in swine manure or monensin in cattle manure. *J. Appl. Microbiol.* **112**, 705–715 (2012).

72. Samaras, V. G., Stasinakis, A. S., Thomaidis, N. S., Mamais, D. & Lekkas, T. D. Fate of selected emerging micropollutants during mesophilic, thermophilic and temperature co-phased anaerobic digestion of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* **162**, 365–372 (2014).

73. Malmborg, J. & Magnér, J. Pharmaceutical residues in sewage sludge: Effect of sanitization and anaerobic digestion. *J. Environ. Manage.* **153**, 1–10 (2015).

74. Boix, C. *et al*. Behaviour of emerging contaminants in sewage sludge after anaerobic digestion. *Chemosphere* **163**, 296–304 (2016).

75. Zhang, M. *et al*. Fate of veterinary antibiotics during animal manure composting. *Sci. Total Environ.* **650**, 1363–1370 (2019).

76. Ezzariai, A. *et al*. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes. *J. Hazard. Mater.* **359**, 465–481 (2018).

77. Senta, I. *et al*. Removal of antimicrobials using advanced wastewater treatment. *J. Hazard. Mater.* **192**, 319–328 (2011).

78. Verlicchi, P. & Zambello, E. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil - A critical review. *Sci. Total Environ.* **538**, 750–767 (2015).

79. Jelic, A. *et al*. Tracing pharmaceuticals in a municipal plant for integrated wastewater and organic solid waste treatment. *Sci. Total Environ*. **433**, 352–361 (2012).

80. Marti, E., Osorio, V., Llorca, M., Paredes, L. & Gros, M. Environmental risks of sewage sludge reuse in agriculture. (2020) doi:10.1016/bs.apmp.2020.07.003.

81. Stalder, T. *et al*. Quantitative and qualitative impact of hospital effluent on dissemination of the integron pool. *ISME J*. **8**, 768–777 (2014).

82. Gonzalez-Martinez, A. *et al*. Linking the effect of antibiotics on partial-nitritation biofilters: Performance, microbial communities and microbial activities. *Front. Microbiol*. **9**, 1–16 (2018).