

2025

Läkemedelsrester i slängödslad åkermark – förekomst och risker



Läkemedelsrester i slamgödslad åkermark – förekomst och risker

Sahar Dalahmeh

Uppsala University

2025



Svenskt
Vatten

Bibliografiska uppgifter

Rapportens title	Läkemedelsrester i slamgödslad åkermark – förekomst och risker
Title of the report	Pharmaceutical residues in sludge-fertilized farmland – occurrence and risks
Författare	Sahar Dalahmeh
ISBN	978-91-506-3148-7
Antal Sidor	79
Sökord	Avloppsslam; ackumulering; jord; läkemedelsrester, slamgödslad åkermark, rörlighet i jord
Keywords	Pharmaceutical residues; sewage sludge; farmaland; accumulation; mobility in soil.
Målgrupper	Vatten- och avloppsorganisationer, miljö- och hälsoskydd, nationella myndigheter som Naturvårdsverket och kemikalieinspektionen
Utgivningsår	2025
Utgivare	Uppsala universitet

Om projektet

Projektnummer	SVU 18-131
Projektets namn	Läkemedelsrester i slam gödslad åkermark och deras spridning till miljö -VA-kluster Mälardalen 2019–2022
Projektets finansiering	Svenskt Vatten Utveckling anslag till VA-kluster Mälardalen 2019–2022, Syvab, Uppsala Vatten och Avfall AB, Käppalaförbundet, Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö, Enköpings kommun och Nodra AB samt Scandinavia-Japan Sasakawa Stiftelsen

Förord

Detta projekt inleddes som ett forskningsprojekt inom VA-kluster Mälardalen och har finansierats av Svenskt Vatten Utveckling, SLU:s del av anslaget till VA-kluster Mälardalen 2019–2022, samt genom ekonomiska bidrag från organisationerna i referensgruppen (Syvab, Uppsala Vatten och Avfall AB, Käppalaförbundet, Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö), Enköpings kommun och Nodra AB samt Scandinavia-Japan Sasakawa Stiftelsen, SJSF. Författaren vill härmed varmt tacka alla dessa för deras bidrag till genomförandet av projektet.

Projektet formulerades av Sahar Dalahmeh vid Uppsala universitet tillsammans med konstruktiva förslag från projektets referensgrupp bestående av Sara Söhr och Victor Karelid (Syvab), Anna-Maria Sundin och Johanna Andersson (Uppsala Vatten och Avfall), Cecilia Bertholds (Käppalaförbundet), Anna Bogren (Eskilstuna Strängnäs Energi och Miljö), Louise Boiesen (Enköpings kommun), Robert Sehlén (Tekniska Verken i Linköping), Anneli Andersson Chan (Växjö kommun) och Bodil Widell (Nodra AB).

Originaltexten till rapporten skrevs av Sahar Dalahmeh och har bearbetats av Anneli Andersson Chan och Simon Gidstedt (Ramboll), med finansiering från Svenskt Vatten Revaq.

Sahar Dalahmeh

Innehåll

Bibliografiska uppgifter	1
Förord	2
Sammanfattning.....	5
Summary	7
1 Introduktion	9
2 Syfte.....	11
3 Material och metod.....	12
3.1 Delstudie 1: Förekomst av föroreningar efter 23–65 år av slamspridning	12
3.1.1 Försöksfält och slamspridning.....	12
3.1.2 Lanna försöksfält.....	14
3.1.3 Igelösa försöksfält	14
3.1.4 Ultuna försöksfält	15
3.1.5 Provtagning och analysparametrar	16
3.2 Delstudie 2: Nedbrytning av läkemedelsrester i slamgödslad åkermark.....	17
3.2.1 Försöksdesign, provtagnings- och analysparametrar	17
3.3 Delstudie 3: Rörlighet av läkemedelsrester i slamgödslad åkermark.....	17
3.3.1 Försöksdesign.....	18
3.3.2 Provtagning och analysparametrar	20
3.4 Analysmetoder.....	20
3.4.1 Fysikaliska och kemiska analyser i jord och lakvatten	20
3.4.2 Analys av metaller.....	20
3.4.3 Analys av läkemedelsrester	20
3.5 Bedömning av ackumulering.....	21
3.6 Bedömning av miljörisk	24
4 Resultat och diskussion	25
4.1 Delstudie 1: Förekomst av föroreningar efter 23–65 år av slamspridning	25
4.1.1 Fysikaliska och kemiska analyser	25
4.1.2 Metallhalter i slam och jord.....	25
4.1.3 Läkemedelsrester i slam och jord.....	27
4.2 Delstudie 2: Nedbrytning av läkemedelsrester i jord	36
4.2.1 Fysikaliska och kemiska analyser	36
4.2.2 Läkemedelsrester i jord och slam.....	37
4.3 Delstudie 3: Rörlighet av läkemedelsrester i jord.....	39
4.3.1 Fysikaliska och kemiska analyser på lakvatten och jord.....	39
4.3.2 Läkemedelsrester i lakvatten och jord.....	41

5	Slutsatser	47
6	Referenser.....	50
7	Bilaga A: Kompletterande tabeller och figurer	54

Läkemedelsrester i slamgödslad åkermark – förekomst och risker

Sammanfattning

Rapporten sammanfattar resultaten från ett projekt med tre delstudier som undersökte 1) om spridning av kommunalt avloppsslam orsakar förhöjda halter av läkemedelsrester i odlingsjordar samt hur höga miljöriskerna är, 2) om det sker någon nedbrytning av läkemedelsrester i jorden, samt 3) om slamgödslad åkermark läcker läkemedelsrester vid regn och därmed innebär en miljörisk för omgivande vatten.

Studien genomfördes på, och med jord från, försöksfälten i Lanna (Lidköping), Igelösa (Lund) och Ultuna (Uppsala) där avloppsslam spridits under lång tid (23, 40 respektive 65 år). Analyser gjordes på slam, jordprover samt lakvatten. Analyser gjordes först för ett brett spektrum av läkemedel som används i Sverige (148 substanser) och därefter för läkemedelsrester som oftast påvisas i avloppsvatten och slam i Sverige (upp till 34 substanser). Jord och slam analyserades även för metaller med ambitionen att hitta en korrelation mellan metaller och läkemedelsrester. Ingen korrelation kunde dock upprättas på grund av låga detektionsnivåer gällande läkemedelsrester.

Delstudie 1:

Resultaten visar att majoriteten av läkemedelsrester i jordarna var under detektionsnivå. Detta trots att försöksfälten fått slamgivor upp till fem gånger högre än medelgivor för svenska förhållanden. Spårkoncentrationer om 1–48 ng/g TS för citalopram, oxazepam, propranolol, sertralin och venlafaxin uppmättes några år efter senaste slamspridningen. Triklokarban var den substans som återfanns i högst koncentration (160 ng/g TS). För majoriteten av ämnen går det inte att påvisa ackumulering, men det går heller inte att utesluta den. För samma fem ämnen som nämns ovan (citalopram, sertralin, oxazepam, propranolol och venlafaxin) sker det sannolikt en ackumulering enligt den här studiens teoretiska ansats. För att kunna utesluta eller bekräfta ackumulering behövs känsligare analyser som kan mäta de koncentrationer som förväntas finnas i jorden. På Igelösafältet, för de delar som slamgödslats med i snitt 1 ton TS/ha och år sedan 1981, kunde inga läkemedelsrester detekteras. Dock hittades triklokarban som är ett antibakteriellt ämne som tidigare användes i hygienprodukter som tvål och duschkräm. Eftersom inga läkemedelsrester av terapeutiska mål detekterades i jorden från den här delen av Igelösafältet så gick det inte att bekräfta någon läkemedelsresters ackumulering på detta fält.

Delstudie 2:

Det var svårt att dra slutsatser kring nedbrytning av läkemedelsrester i jord då inblandningen av slam i jorden ledde till så stor utspädning att samtliga läkemedelsrester hamnade under detektionsgränsen, med undantag för sertralin och citalopram. Citalopram detekterades i jorden både före och efter slamspridning, vilket kan tyda på ackumulering och gör slutsatser kring nedbrytning svåra. En teoretisk beräkning med första ordningens nedbrytningskinetik tyder på att ciprofloxacin, ketoconazol och sertralin bryts ned i jorden efter inblandning.

Delstudie 3:

Vid bevattning av slamgödslade sand- och lerlysimetrar (jordkolonner) detekterades följande substanser i lakvattnet: karbamazepin, citalopram, diklofenak, ibuprofen, metoprolol och paracetamol. En kort tidsperiod mellan slamtillförsel och regn (1–3 dagar) orsakade betydande urlakning av läkemedelsrester från både sand- och lerlysimetrar, medan längre tidsintervall mellan slamgödsling och regn (1 månad) inte ledde till mätbar urlakning, med undantag för paracetamol. Rörligheten av paracetamol och diklofenak var högre i sand än i lera, vilket skulle

kunna bero på högre adsorption och nedbrytning i leran än i sanden. Ingen korrelation mellan gödslingsmängd och läkemedelsrester sågs. Både diklofenak och paracetamol återfanns i relativt höga koncentrationer (14–370 ng/l respektive 7–370 ng/l) i lakvattnet, vilket därför skulle kunna utgöra en miljörisk för närliggande yt- och grundvatten.

Pharmaceutical residues in sludge-fertilized farmland – occurrence and risks

Summary

This report summarises the results from a project involving three sub-studies investigating: 1) whether the spreading of municipal sewage sludge causes elevated levels of pharmaceutical residues in cultivation soils and the associated environmental risks, 2) whether pharmaceutical residues are degraded in the soil, and 3) whether sludge-fertilized arable land leaks pharmaceutical residues during rainfall, thereby posing an environmental risk to surrounding water bodies. The study was conducted on fields in Lanna (Lidköping), Igelösa (Lund), and Ultuna (Uppsala), where sewage sludge has been spread for a long period (23, 40, and 65 years respectively). Analyses were performed on sludge, soil samples, and leachate. Initially, a broad spectrum of pharmaceuticals used in Sweden (148 substances) was analysed, followed by those pharmaceutical residues commonly detected in wastewater and sludge in Sweden (up to 35 substances). Soil and sludge were also analysed for metals to identify any correlation between metals and pharmaceutical residues. However, no correlation could be established due to low detection levels of pharmaceutical residues.

Sub-study 1:

The results indicate that most pharmaceutical residues in the soils were below detection levels, even though the test fields received sludge quantities up to five times higher than average for Swedish conditions. Trace concentrations of citalopram, oxazepam, propranolol, sertraline, and venlafaxine (1–48 ng/g dry weight) were measured several years after the last sludge application. Triclocarban was found in the highest concentration (160 ng/g dry weight). For most substances, possible accumulation cannot be demonstrated, but it cannot be excluded either. For the same five substances mentioned above (citalopram, sertraline, oxazepam, propranolol, and venlafaxine), accumulation is expected according to the study's theoretical approach. To confirm or exclude accumulation, more sensitive analyses are needed that can measure the expected concentrations in the soil. At the Igelösa field that have been fertilized with sludge at 1ton TS/ha/year since 1981, none of the analyzed pharmaceutical substances could be detected. Yet, triclocarban, an antibacterial chemical that was once common in personal care products and soap, was detected. Thus, it was not possible to confirm accumulation of pharmaceutical residues of therapeutic uses in this field.

Sub-study 2:

It was difficult to draw any conclusions regarding the degradation of pharmaceutical residues in the soil, as the mixing of sludge with soil resulted in such significant dilution that all pharmaceutical residues were below detection limits, except for sertraline and citalopram. Citalopram was detected in the soil both before and after sludge application, which may indicate accumulation and makes conclusions regarding degradation challenging. A theoretical calculation using first-order degradation kinetics suggests that ciprofloxacin, ketoconazole, and sertraline degrade in the soil after mixing.

Sub-study 3:

During irrigation of sludge-fertilised sand and clay lysimeters, the following substances were detected in the leachate: carbamazepine, citalopram, diclofenac, ibuprofen, metoprolol, and paracetamol. A short period between sludge application and rainfall (1–3 days) caused significant leaching of pharmaceutical residues from both sand and clay lysimeters, while a longer interval between sludge application and rainfall (1 month) did not lead to measurable

leaching, except for paracetamol. The mobility of paracetamol and diclofenac was higher in sand than in clay, which could be due to higher adsorption and degradation in clay than in sand. No correlation was observed between the quantity of sludge applied and pharmaceutical residues. Both diclofenac and paracetamol were found in relatively high concentrations in leachate, which may pose an environmental risk to nearby surface and groundwater.

1 Introduktion

Avloppsslam är rikt på mullämnen och växtnäringsämnen, vilket motiverar att använda slam som gödsel för odling på åkermark för att bidra till en cirkulär ekonomi och ett hållbart samhälle. I Sverige produceras årligen ca 200 000 ton TS (torrsubstans) avloppsslam, vilket är betydligt mycket mer än den stallgödsel som produceras årligen. Användningen av avloppsslam på jordbruksmark har ökat de senaste åren, från ca 35 % år 2017 till över 60 % under år 2024 (NVV, 2025). I Mellansverige (Stockholms, Upplands, Västmanlands, Södermanlands och Östergötlands län) sprids ungefär 30 000 ton TS eller 43 % av producerat slam på odlingar för bl.a. höstraps, höstsäd (oftast höstvet), vårsäd (oftast vårvete eller vårkorn) (SMED, 2018).

Förutom mull- och näringsämnen innehåller slammet även oönskade ämnen så som läkemedelsrester och tungmetaller. Läkemedel, som konsumeras och passerar människokroppen, hamnar i avloppsvattnet som sedan når avloppsreningsverket. En del av dessa läkemedelsrester hamnar i slammet på reningsverket, medan majoriteten följer med utgående vatten till recipient där de kan utgöra en miljörisk för vattenlevande organismer. Olsson et al. (2016) visade att av 21 läkemedelsrester som detekterades i Kungsängsverket i Västerås hamnade mindre än 1 % (av totalflödet) i slammet och 55 % återfanns i utgående vatten. Enligt Wahlberg et al. (2010) var motsvarande andel för Henriksdals avloppsreningsverk 46 % i vattnet och mindre än 1 % i slammet. Den del av läkemedelsrester som ändå hamnar i slammet kan dock utgöra en miljörisk. Dels genom ackumulering i jorden, dels genom läckage från jord till omgivande miljö.

Koncentrationer av läkemedelsrester i avloppsslam kan variera. Jönsson et al. (2020) visade att slam som producerats i tre olika avloppsreningsverk i Sverige innehöll 200–300 ng/g TS för summan av tio antibiotika och 2 400–3 700 ng/g TS för en kombination av 18 andra läkemedelsrester. De allra flesta antibiotikatyperna förekom dock i halter som var under detektionsgränsen (20 ng/g TS). Ciprofloxacin var den enda substans som stack ut med högre koncentrationer bland antibiotika (150–300 ng/g TS). Av de 30 övriga läkemedelsrester som analyserades i samma studie förekom 14–16 substanser i halter <10 ng/g TS, 5–10 substanser i halter <100 ng/g TS och endast sertralin förekom i halter högre än 1 000 ng/g TS (Jönsson et al., 2020).

Det regelverk som styr slamspridning på åkermark ställer krav på mängd och koncentration av metaller, fosfor och ammoniumkväve i slam och i jordbruksmark. Enligt Naturvårdsverket får till exempel inte slammet innehålla mer än 100 mg bly per kg TS, och en genomsnittsgiva (över en 7-årsperiod) får maximalt tillföra 23 g bly per ha och år (SNF 1994:2). Samma föreskrift beskriver att slamspridning maximalt får tillföra 150 kg ammoniumkväve och 22 kg fosfor per hektar och år under spridningsåret. Dessa regler påverkar mängden slam som sprids. En normal slamgiva i Sverige är ca 4 ton TS per hektar vart femte år, vilket i snitt motsvarar 0,8 ton TS per hektar och år (Kärrman et al., 2024). Regelverken, inklusive Svenskt Vattens Revaq, har i dag inga gränsvärden vad gäller läkemedelsrester. Dock skulle lagring under längre tid (ett krav på 6 månader enligt Revaq) eventuellt kunna gynna nedbrytningen av läkemedelsrester i slammet (Jönsson et al., 2020). Under 2023 producerades 90 393 ton (TS) Revaqcertifierat slam i Sverige, vilket motsvarar 44 % av all slamproduktion från kommunala avloppsreningsverk i Sverige, och av detta användes ca 75 000 ton (TS) inom jordbruket (REVAQ, 2024). Spridning av slam på åkermark kan innebära risker för miljön: upptag av läkemedel i växter, spridning till yt- och grundvatten, samt utveckling och spridning av antibiotikaresistenta bakterier i mark och grödor (Bondarczuk et al., 2016). Höga koncentrationer (upp till 3 µg/g TS) av specifika läkemedelsrester har hittats i jordar enligt Mejías et al. (2021) och flera studier har visat att

antibiotika, hormoner och andra mediciner kan komma in i livsmedelskedjan via grödor som odlats i förorenad jord eller via djur som ätit förorenat foder i Kanada och Kina (Topp et al., 2016; Wu et al., 2010; Wu et al., 2013); detta kan i sin tur utgöra en risk för människors hälsa (Carter et al., 2014). Även låg förekomst av antibiotikaresistenta gener i jord har rapporterats, här i en svensk studie (Rutgersson et al., 2020). Samtidigt har andra studier visat effektivt avlägsnande av läkemedelsrester i jordbruksmark (Xu et al., 2009).

Väl i jorden kan läkemedelsresterna helt eller delvis genomgå biologisk nedbrytning, adsorption eller fördelning mellan fastfas och vatten i jorden. Dessa processer sker via olika mekanismer, bland annat ytkomplexbildning, vätebindning (Martínez-Hernández et al., 2014), interaktioner mellan (Ji et al., 2016; Schaffer et al., 2012) och jonbyte (Al-Khazraji och Boxall, 2016). Dessa mekanismer är alltså direkt kopplade till både markens och läkemedlets egenskaper (och även till gödselmedlets egenskaper vid spridning på åkermark). Ovanstående processer bestämmer läkemedelsresters öde i jord och vidare spridning till miljön eller upptag i grödor. Nedbrytningsgrad och mobilitet av läkemedelsrester varierar kraftigt beroende på typ av jordmån (Shore & Shemesh, 2003; Stumpe & Marschner, 2010). Några studier har visat att jordar med olika sand-, ler- och mullhalter beter sig olika vad gäller retention och nedbrytning av läkemedelsrester (Arye et al., 2011; Dalkmann et al., 2014). Dessutom påverkar kemiska, fysikaliska och biologiska processer beteendet av läkemedelsrester i jord. Läkemedel med karboxylgrupper har snabbare nedbrytningshastighet i den mottagande åkermarksjorden till följd av mikrobiell nedbrytning jämfört med andra ämnen (Al-Rajab et al., 2015). Beroende på fysikaliska och kemiska egenskaper hos ett enskilt läkemedel, samt karaktären hos mottagande jordmån, kan läkemedlet förbli i topplagret av jordmånen, hamna i grundvattnet eller strömma ut i vattendrag och spridas i ytvatten (Yang et al., 2015).

I Sverige har få studier genomförts för att studera om gödslingen av åkermark med avloppsslam orsakar ackumulering av läkemedel i odlingsjordar eller bidrar till spridning av läkemedelsrester till miljön. I Igelösa och Petersborg i Skåne undersöktes sockerbetor odlade på slamgödslad mark och studien visade att ingen av de studerade läkemedelsresterna kunde detekteras, vare sig i jorden eller i betorna, men detektionsgränsen var relativt hög ($\mu\text{g/g}$ nivå) (Hörsing et al., 2014). En annan studie publicerad av Magnér et al. (2016a) syftade till att bedöma spridningen i naturen och ödet av 24 olika läkemedelsrester i jordbruksmark gödslad med slam. Studien fokuserade på Petersborg fältförsök i Skåne där jord och slamprover analyserades, liksom markvatten som samlats in med hjälp av lysimetrar (intakta jordkolonner). Studien visade att slammet som gödslat åkermarken innehöll 15 av de 24 undersökta ämnena i halter mellan 1,9 och 1 043 ng/g TS. Däremot uppvisade jordarna som behandlats med slam endast spårkoncentrationer från 0,4 till 4,9 ng/g TS av citalopram, fluoxetin, propranolol och sertralin på 0–0,25 m djup. Inga av läkemedlen påträffades på 0,3–0,6 m djup. I samma studie av Magnér et al. (2016a) visades endast detekterbara (ej kvantifierbara) halter av koffein i lakvattnet. Dessutom rapporterade Magnér et al. (2016a) låga koncentrationer samt låg rörlighet av läkemedel i jorden som slamgödslats, vilket tyder på att läkemedelsresterna stannar i den översta delen av jorden och bryts ned.

2 Syfte

Syftet med detta projekt är att undersöka om spridning av kommunalt avloppsslam orsakar förhöjda halter av läkemedelsrester i odlingsjordar i Sverige och om slamgödslingen innebär risker genom spridning av läkemedelsrester till omgivande miljö.

Specifika mål med projektet var att:

1. Undersöka om kontinuerlig, regelbunden och långvarig slamspridning på åkermark bidrar till förhöjda halter, samt ackumulering, av läkemedelsrester i jorden.
2. Undersöka nedbrytning av läkemedelsrester och uppskatta skillnader i läkemedelshalter mellan olika tidsintervall efter slamspridning, med fokus på det översta jordlagret.
3. Undersöka om regn på nyligen slamgödsad åkermark orsakar läckage av läkemedelsrester från mark till grundvatten.

De tre målen behandlas i varsin delstudie i projektet.

Forskning om läkemedelsrester i jord bidrar till att bygga upp allmänhetens förtroende genom att potentiella effekter och risker undersöks. Öppenhet och evidensbaserade metoder är avgörande för att upprätthålla allmänhetens förtroende för livsmedelssäkerhet och miljöskydd. Effektiv miljöpolitik och miljölagstiftning kräver en solid vetenskaplig grund. Forskning om spridningen av läkemedelsrester genom slamgödsling informerar beslutsfattare om riskerna och bidrar till att skapa riktlinjer som reglerar slamspridning inom jordbruket. På så sätt säkerställs att metoderna är säkra för både miljön och människors hälsa. Ett stort behov finns således av att identifiera läkemedelsrester i mark och deras spridning till miljön, exempelvis grund- och ytvatten.

3 Material och metod

I följande kapitel handlar avsnitten 3.1–3.3 om metodiken för de tre delstudierna. Avsnitten 3.4–3.6 handlar om analys och bedömning av ackumulering samt risker.

3.1 Delstudie 1: Förekomst av föroreningar efter 23–65 år av slamspridning

Den första delstudien syftade till att undersöka om långvarig (23–65 år) spridning av kommunalt avloppsslam på åkermark orsakar förhöjda halter och ackumulering av läkemedelsrester i odlingsjordar. Avsnitt 3.1 behandlar den metod som främst användes för delstudie 1, men också för delstudie 2 och 3 (som gjordes på Lannafältet), och fokuserar på att beskriva de försöksfält som ingått i studien.

3.1.1 Försöksfält och slamspridning

Tre fältförsök där slamspridning tillämpats under olika lång tid användes för att undersöka förekomsten av läkemedelsrester efter långvarig spridning på åkermark. I Tabell 1 visas de tre försöksfälten med tillhörande information om slamspridning, ursprung av slammet och tid för senaste provtagning. Ultuna är det fält som gödslats längst med avloppsslam (65 år), medan Lanna är det fält som gödslats med slam kortast tid (23 år).

Tabell 1. De tre försöksfälten som användes i studien samt information om slammet som spridits på respektive fält.

Försöksfält:	Lanna	Igelösa	Ultuna
Närliggande ort	Lidköping	Lund	Uppsala
År av slamspridning	23	40	65
Frekvens av slamspridning	Vartannat år	Vart 4:e år	Vartannat år
Slamgiva per spridning i ton TS/ha	8	4 och 12	8
Omräknad slamgiva per år i ton TS/ha/år ⁴	4	1 och 3	4
TS i slam (%)	17 ¹	24,1 ²	25,8 ³
P-tot i slam (g/kg TS)	3,7 ¹	22 ²	29 ³
NH ₄ -N i slam (g/kg TS)	50 (N-tot) ¹	6,9 ²	9 ³
Omräknad slamgiva per gTS/kg/år	1,1	0,28 och 0,83	1,1
Omräknad fosforgiva kg/ha/år (P-tot kg/ha/år)	131	22 och 66	116
Kvot av fosforgiva per maximal fosforgiva ⁴	6	1 och 3	5
Behandling av det slam som spridits på försöksfälten	Rötat, avvattnat, olagrat	Rötat, avvattnat, olagrat	Rötat, avvattnat, olagrat
Revaq-certifierat slam	Nej	Nej ²	Nej ³
Slammets ursprung	Skara ARV*	Källby ARV*	Kungsängsverket ARV*
Senaste provtagning	November 2020	Januari 2021	Oktober 2020
År mellan senaste slamspridning och provtagning	2	3	1

*ARV = avloppsreningsverk

**TS = torrsubstans

¹ Enligt Miljörapport för Skara ARV 2020

² Slammet som spridits på försöksfälten är inte lagrat men slam från Källby ARV är annars Revaq-certifierat sedan 2009 enligt Miljörapport för Källby ARV 2023

³ Slammet som spridits på försöksfälten är inte lagrat men slam från Kungsängsverket är annars Revaq-certifierat sedan 2013 enligt Miljörapport för Uppsala Kungsängsverket ARV 2022

⁴ Maximum giva enligt Naturvårdsverket är 22 kg ton P-tot per ha och år (Statens Naturvårdsverk, 1994)

Den minsta respektive högsta slamgivan per spridning och hektar var 4 respektive 12 ton TS. Detta är relativt höga slamgivor jämfört med Naturvårdsverkets maximalt rekommenderade giva på 4 ton TS per tillfälle. Numera är detta en relativt hög giva, då en max giva i dag är ca 22–35 kg P-tot per hektar och år eller (154–245 kg/ha per spridningstillfälle) (Statens Naturvårdsverk, 1994). En normal slamgiva i Sverige är ca 4 ton TS per hektar vart femte år, dvs i medeltal 0,8 ton TS per hektar och år (Kärrman et al., 2024).

Inblandning av slam i jorden görs normalt till ett djup på 15–25 cm (normalt mått på skäret på en plog). I denna studie antas att inblandningen alltid sker till ett djup på 25 cm. På så vis kan en teoretisk koncentration för varje läkemedelssubstans beräknas efter slamspridning. Beräkningsmetoden finns i avsnitt 3.6.

Slammen som spridits på fälten är inte certifierade enligt Revaq eftersom de inte lagrats innan spridning. För att ett slam ska bli certifierat krävs till exempel lagring av slammet under minst 6 månader, vilket kan påverka slammets kvalitet med avseende på bland annat läkemedelsrester (se diskussion i kapitel 4); parametrar så som temperatur och slamhögens syresättning spelar också roll.

Under följande underrubriker följer mer information om respektive fält.

3.1.2 Lanna försöksfält

Lanna försöksfält utanför Lidköping (Figur 1) anlades år 1998 och har gödslats med avloppsslam sedan dess. Slamspridning har skett vartannat år med avvattnat och rötat men olagrat slam (8 ton TS/ha) från Skara avloppsreningsverk vilket motsvarar ett snitt på 4 ton TS/ha och år. Det är fem gånger högre än en normal slamgiva i Sverige på 0,8 ton TS per hektar och år (Kärrman et al, 2024).

Vid provtagning i Lanna hade fältet mottagit slam i 23 år, vilket resulterade i tolv gödningstillfällen, och vid provtagning var det två år sedan den senaste gödning med slam. Försöket strukturerades i en blockindelning med fyra block där varje block bestod av nio fält, det vill säga 36 fält totalt. Fältstorleken var för samtliga fält $8 \times 14 \text{ m}^2$ eller $6 \times 14 \text{ m}^2$. Fyra av fälten valdes slumpmässigt för slamgödsling och prover togs från tre fält för analys i denna studie.

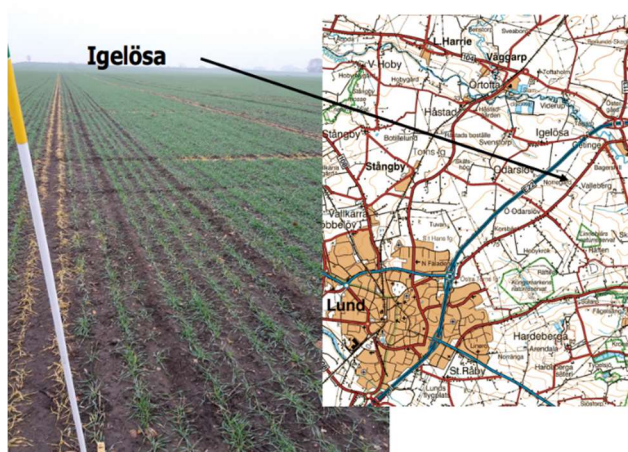


Figur 1. Lanna försöksfält (Foto: Sofia Delin)

3.1.3 Igelösa försöksfält

Igelösa försöksfält utanför Lund (Figur 2) anlades år 1981 och har gödslats med avloppsslam sedan dess. Slamspridningen har skett vart fjärde år med avvattnat och rötat men olagrat slam (4 respektive 12 ton TS/ha) från Källby avloppsreningsverk. Spridningsmängden motsvarar ett snitt på 1 respektive 3 ton TS/ha och år. Avsikten med den högre slamgivan var att undersöka eventuella skillnader mellan olika stora givor. 4 ton TS/ha motsvarar den maximalt rekommenderade fosfor giva per spridningstillfälle enligt Statens Naturvårdsverk (1994).

Vid provtagning i Igelösa hade fältet mottagit slam i 40 år, vilket resulterade i tio gödningstillfällen, och vid provtagning var det tre år sedan den senaste gödsling med slam. Igelösa-fältet strukturerades i en blockindelning med fyra block där varje block bestod av nio fält, det vill säga 36 fält totalt. Fältstorleken var för samtliga fält $6 \times 20 \text{ m}^2$. Fyra av fälten valdes slumpmässigt för slamgödsling och prover togs från tre fält för analys i denna studie. Vi samlade slumpmässigt från varje block.



Figur 2. Igelösa försöksfält med karta.

3.1.4 Ultuna försöksfält

Ultuna försöksfält i Uppsala (Figur 3 och Figur 4) anlades 1956 och har gödslats med avloppsslam sedan dess. Slamspridningen har skett vartannat år med avvattnat och rötat, men olagrat slam (8 ton TS/ha) från avloppsreningsverket Kungsängsverket vilket motsvarar ett snitt på 4 ton TS/ha och år. Det är fem gånger högre än en normal slamgiva i Sverige på 0,8 ton TS per hektar och år (Kärrman et al, 2024).

Vid provtagning i Ultuna hade fältet mottagit slam i 65 år, vilket motsvarar 28 gödningstillfällen, och vid provtagning var det ett år sedan senaste gödslingen. Fältet delades in i 40 rutor ($2 \times 2 \text{ m}$) med ramar. Fyra av fälten valdes slumpmässigt för slamgödsling och ytterligare fyra fält var slumpmässigt valda kontrollfält där gödsling utfördes med mineralgödsel i stället för slam.



Figur 3. Flygbild på försöksfält i Ultuna.



Figur 4. Försöksfält Ultuna, visande rader och konstruktion av respektive fält. (Foto: Gabriella Rullander)

3.1.5 Provtagning och analysparametrar

Provtagningen på Lanna försöksfält genomfördes i november 2020 (två år efter den senaste slamspridningen), på Igelösa försöksfält i januari 2021 (tre år efter senaste slamgödsling) och på Ultuna fältförsök i oktober 2020, ett år efter senaste slamspridningen. Jordprover från samtliga fält, från respektive försöksplats, samlades in genom att jordkärnor på 0–25 cm djup togs på 6–10 slumpmässigt utvalda positioner per fält (Figur 5). Djupet valdes utifrån att rötterna för spannmål och grödor sträcker sig ner till detta djup. Detta ytligaste jordlager är även exponerat för luft vilket bidrar till syresättning.



Figur 5. Provtagning av jordkärnor (till vänster) och hål efter jordkärnor (till höger).

Jordkärnor blandades samman för att bilda ett homogent och representativt prov för varje provtaget fält. Följande analyser gjordes på jordproverna:

- pH, torrsubstans (TS) och askhalt samt glödförlust (VS).
- Läkemedelsrester enligt både omfattande och utvald substansanalys (se avsnitt 3.4.3).
- Tungmetallerna arsenik (As), barium (Ba), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn).

3.2 Delstudie 2: Nedbrytning av läkemedelsrester i slamgödslad åkermark

Denna delstudie syftade till att undersöka nedbrytning av läkemedelsrester i jord under de tre påföljande månaderna efter slamgödsling, med fokus på det översta jordlagret.

3.2.1 Försöksdesign, provtagnings- och analysparametrar

I denna delstudie användes Lanna som försöksfält där man i november 2020 slamgödslade med 8 ton TS/ha. Jordprover samlades in precis efter spridningstillfället (dag 0) och även dag 1, 7, 30 och 90.

Jordkärnor på 0–25 cm djup samlades in på tio slumpmässigt utvalda positioner. Därefter blandades jordkärnorna för att bilda ett homogent och representativt samlingsprov för varje provtaget fält. Följande analyser genomfördes på jordproverna:

- pH, torrsubstans (TS) och askhalt samt glödförlust (VS).
- Läkemedelsrester (24) enligt utvald substansanalys (se avsnitt 3.4.3).

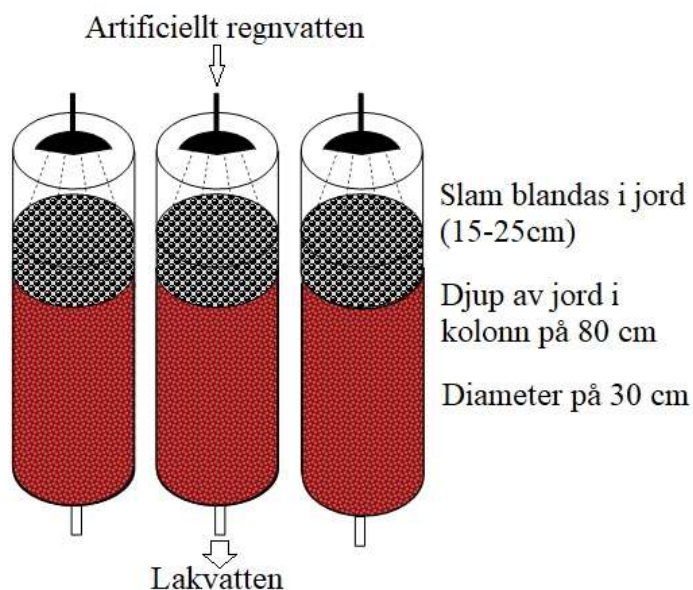
I denna delstudie beaktades inte urlakning av läkemedelsrester även om fältet fick regn under försöksperioden. Enligt regndata från SMHI för Lanna regnstation var total nederbörd under försökstiden 104 mm, med ett första regntillfälle fyra dagar efter slamspridning och där 85 % av den totala nederbörden under perioden skedde 30 dagar efter spridningen (Figur A1 i Bilaga A). Rörlighet av läkemedelsrester vid regn undersöktes närmare i delstudie 3 (avsnitten 3.3 och 4.3).

3.3 Delstudie 3: Rörlighet av läkemedelsrester i slamgödslad åkermark

Syftet med denna delstudie var att undersöka risken för att läkemedelsrester sprids från åkermark till grundvatten vid regn. Detta genom att undersöka läkemedelsresternas rörlighet i jorden efter regn med hjälp av lysimetrar.

3.3.1 Försöksdesign

Lysimetrar med två typer av jordmån (sand och lera) tagna från Lanna försöksfält packades i lysimetrar (80 cm höjd och 30 cm i diameter) under maj och juni 2021. Totalt samlades jord till 14 lysimetrar som placerades nedgrävda i jorden med uttag av lakvatten till plastdunkar (Figur 6, Figur 7 och Figur 8). Slam från Skara avloppsreningsverk spikades med läkemedel (se avsnitt 4.3.2 för mängder) och blandades sedan in i de översta 15–20 cm i alla lysimetrar (med undantag av två kontroll-lysimetrar). Kranvatten användes för bevattning för att kontrollerat simulera olika regnmängder. Under senare delen av försöket lät man även naturligt regnvatten infiltrera i lysimetrarna.



Figur 6. Illustration av försöksdesign med lysimetrar.



Figur 7. Bild på nedgrävda lysimetrar, perspektiv ovanifrån. (Foto: Sofia Delin)



Figur 8. Dunkar för daglig uppsamling av lakvatten som dränerats från respektive lysimeter. (Foto: Sofia Delin)

En översikt av jordmån, antal replikat, slamgiva, regnmängder och tider för försöket finns i Tabell 2. Rörligheten av läkemedelsresterna i sandjord simulerades initialt vid två kontrollerade regnmängder (50 respektive 100 mm) och två tidsförlopp mellan regn (bevattning) och slamtillförsel (0 respektive 28 dygn) då lakvatten samlades in i samband med bevattningen (Tabell 2). Simulerad regnmängd fördelades jämt över tre dygn. De två sandlysimetrarna som bevattnades först dag 28–30 efter slamspridning täcktes under dygn 1–28 för att förhindra påverkan av naturligt regn. Från och med första dygnet av bevattning till och med sju dygn framöver samlades lakvatten, som i detta fall bestod av kranvatten. Dessutom samlades jordprover in både före och efter regnsimuleringarna, dygn 1 och dygn 7 (Tabell 2).

Tabell 2. Försöksbeskrivning för rörlighet av läkemedelsrester i jord i lysimetrar. Slamspridning skedde dygn 1, och kranvatten (för att simulera regn) tillfördes några timmar efter slamspridningen (med undantag för lysimetern där vatten tillfördes först dygn 28–30). Efter första perioden för insamling av lakvatten för respektive lysimeter lämnades lysimetrarna öppna för att låta naturligt regnvatten infiltrera.

Jordmån	Antal replikat	Tillförd slammängd per spridning (ton TS/ha)	Tillförd regnmängd (mm)	Period av bevattning (dygn)	Period för insamling av lakvatten (dygn)	Dygn för provtagning på jord
Sand	2	4	50	1–3	1–7 och 150–180	-
Sand	2	8	50	1–3	1–7 och 150–180	1 och 7
Sand	2	16	100	1–3	1–7 och 150–180	1 och 7
Sand	2	8	50	1–3	1–7 och 150–180	-
Sand	2	8	50	28–30↓	28–35 och 150–180	-
Lera	2	8	50	1–3	1–7 och 150–180	1 och 7
Sand*	1	0	50	1–3	1–7 och 150–180	-
Lera*	1	0	50	1–3	1–7 och 150–180	-

↓ Lysimetrarna var täckta under perioden mellan slamspridning och bevattning.

*Kontroll-lysimetrar. Inget slam tillfördes dessa lysimetrar.

För att undersöka rörlighet under lång tid avtäcktes lysimetrarna innehållande sandjord efter den första provtagningen av lakvatten (dygn 7 respektive 35), för att låta naturligt regn infiltrera. Lakvatten samlades in dygn 150–180. Enligt SMHI:s regndata för Lanna regnstation föll 493 mm nederbörd under försöksperioden, varav 42 mm skedde under de första två veckorna av försöksperioden (Figur A1 och Figur A2 i Bilaga A; SMHI, 2023).

Rörligheten av läkemedelsresterna i lerjord undersöktes endast vid 50 mm regn direkt (några timmar) efter slamspridning. De två kontroll-lysimetrarna (en med sand och en med lerjord) tillfördes motsvarande 50 mm regn (ingen gödsling). Varje scenario (med avseende på regn och slammängd) hade två replikat med undantag av kontroll-lysimetrarna. Även lerjorden analyserades före och efter regnsimuleringarna, dygn 1 och dygn 7 (Tabell 2).

50 mm regn motsvarar den genomsnittliga månatliga nederbörden i Lanna och 100 mm motsvarar den högsta månatliga nederbörd som uppmätts i Lanna under 1991–2022. Det första tidsförloppet simulerar ett “worst case scenario” då nederbörd inträffar några timmar efter och under samma dygn som slamspridning; här antas att ingen nedbrytning har skett och många av substanserna kan potentiellt urlakas med regn. Det andra tidsförloppet simulerar ett fall med 28 dygns torrperiod mellan spridning och nederbörd. I detta fall väntas flera läkemedelsrester ha brutits ned i jorden och endast de mer persistenta substanserna skulle potentiellt urlakas av regn.

3.3.2 Provtagning och analysparametrar

I försöket för rörlighet av läkemedelsrester samlades följande in: 1) vatten som läckt ut från lysimetrarna och samlats upp i dunkar inom en vecka efter regn, samt efter 150–180 dygn av gödsling; 2) jordprover från lysimetrarna både före och efter spridning av slam i jorden; 3) slam.

Analys som utfördes på vattenproverna var:

- pH, torrsubstans (TS) och glödförlust (VS)
- kemisk syreförbrukning (COD), totalkväve, totalfosfor
- läkemedelsrester (24) enligt utvald substansanalys (se avsnitt 3.4.3).

För jord- och slamproverna utfördes analys av

- pH, torrsubstans (TS), glödförlust (VS)
- Läkemedelsrester (24) enligt utvald substansanalys (se avsnitt 3.4.3).

3.4 Analysmetoder

3.4.1 Fysikaliska och kemiska analyser i jord och lakvatten

För pH-analys vägdes 4 g jord- och slamprov upp i en bägare. Till provet tillsattes ca 20 ml MQ-vatten och blandades kraftigt till en homogen suspension. Omrörning bibehölls därefter under några minuter med magnetomrörare, varpå magnetomröraren togs ur och proven fick sedimentera i 24 timmar. Under sedimentationen täcktes bägaren med folie för att förhindra kontakt med partiklar och luft och därefter analyserades provet med pH-meter. Den verksamma änden av pH-metern sänktes ner i vattnet, kontakt med sedimentlagret i botten undveks för att inte skada membranbubblan i botten på elektroden. pH-metern kalibrerades med 2–3 punkter (oftast 3) med standardbuffertlösningar (pH 4, 7 och 10).

Halten TS bestämdes genom att ca 10 gram av jord- och slamprov vägdes in före och efter torkning i 105 °C i 24 timmar. Askhalten bestämdes genom att det torkade provet upphettades till 550 °C under 5,5 timmar varefter det återigen vägdes efter att det svalnat. VS beräknades som skillnaden mellan TS och aska. För lakvattenprover togs 40 ml av vattenproverna och hettades upp till 103 °C i 24 timmar för att erhålla den torra vikten av provet och beräkna vattenhalten. Askhalten i vattenproverna bestämdes på samma sätt som i jord- och slamprovet enligt ovan.

För att bestämma halterna av COD, totalkväve och totalfosfor i vattenproverna användes färdigblandade test-kit från Spectroquant® (art.nr. 1.09772 för COD, 1.14848 för PO₄-P och 1.14763.0001 för totalkväve), som därefter analyserades med en Nova 60 spektrofotometer (Merck KGaA). Analys av totalkväve och totalfosfor erfordrade ett initialt nedbrytningssteg (digestion) där en mängd prov blandades med kemikalier från ett ”Crack Set” (Crack Set 20, art.nr. 1.14963 för totalkväve och Crack Set 10, art.nr. 1.14687 för totalfosfor), för att lösa allt organiskt kväve, respektive fosfor.

3.4.2 Analys av metaller

Samtliga metaller (arsenik, barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, nickel och vanadin) förutom zink analyserades enligt metod: SS 028150:1993/SS-EN, ISO 17294–2:2016. Zink analyserades enligt SS 028150:1993/SS-EN, ISO 11885:2009.

3.4.3 Analys av läkemedelsrester

I projektet har två olika analyspaket för läkemedelsrester använts.

- (i) *Omfattande substansanalys* vilken inkluderade 148 olika läkemedel (se Tabell A1 i Bilaga A). Dessa utgör ett brett spektrum av vanligt förekommande läkemedel i Sverige som brukas för en rad olika terapeutiska ändamål (antiinflammatoriska, beta-blockerare, antidepressiva, antibiotika etc.).
- (ii) *Utvald substansanalys* vilken inkluderade 35 olika läkemedel. Se Tabell A2 i Bilaga A för lista på ämnen samt deras kemiska och fysikaliska egenskaper. I denna grupp kvantifierades halter av de vanligast förekommande läkemedelsresterna i avloppsvatten och slam i Sverige. Antibiotika analyserades inte eftersom de lätt bryts ned i slam (Dalahmeh et al., 2022a) och därför sannolikt är under detektionsnivå i jordarna.

I delstudie 1 (förekomst och ackumulering av läkemedelsrester) och delstudie 2 (nedbrytning av läkemedelsrester i jord) analyserades läkemedel enligt *omfattande substansanalys* (148 substanser). I delstudie 1 analyserade man även enligt *utvald substansanalys* (34 substanser). I delstudie 2 analyserade man även för ett mindre antal av de läkemedel som ingår i den utvalda substansanalysen (här 34 substanser, specificerat i Tabell A2 i Bilaga A). Även i delstudie 3 (läkemedels rörlighet i jord) analyserades dessa 24 substanser. Anledningen till att antalet analyserade substanser ändrades i den utvalda substansanalysen är att laboratoriet inte kunde erbjuda samma analyser genom hela studien.

Analys av läkemedelssubstanser i grupperingen med 148 substanser genomfördes enligt metod EPA 1694 på Eurofins Environment Testing Sweden AB. Analys av läkemedelssubstanser i den andra grupperingen med 35 substanser gjordes på IVL:s laboratorium i Stockholm. Vattenprov extraherades med hjälp av fastfaskolonner (HLB), slam och jordprover extraherades med vätskeextraktion. Atenolol-d7, 13C15N-Karbamazepin, Metoprolol-(isopropyl-d7) 13C6-Diklofenak, 13C6-Hydroklortiazid och d3-Ibuprofen användes som internstandarder för kvantifiering. På IVL användes HPLC-MS/MS för analys. För att uppskatta behållning/förlusten av läkemedelsrester (genom provbearbetningen) från jorden har två jordprover spikats med en känd halt av 100 ng analyt. Läkemedelsrester i de spikade proverna extraherades och analyserades på samma sätt som använts för de andra proverna. Därefter beräknades behållningen/förlusten av ämnet baserat på skillnaden av halter mellan spikade prover och ett referensprov. Referensprov var ett prov som innehöll analytlösning utan jord.

För läkemedelsresterna i den *omfattande substansanalysen* (148 substanser) varierade LOD (limit of detection; detektionsgräns) kraftigt. LOD varierade mellan 1–500 ng/g TS i slam och 1–200 ng/g i jord (Tabell A3). Mer specifikt var LOD i jord 1 ng/g för 65 substanser, 2 ng/g för 6 substanser, 5 ng/g för 28 substanser, och 10 ng/g för 16 substanser. 12 substanser hade LOD högre än 50 ng/g, varav 3 substanser hade LOD på 50 ng/g, 7 substanser på 100 ng/g och 2 substanser på 200 ng/g. Se Tabell A3 i Bilaga A för mer information.

För de 34 läkemedelsresterna i den *utvalda substansanalysen* (inklusive den mindre gruppen om 24 läkemedelsrester) varierade LOD mellan 1–27 ng/g. Dessa LOD var alltså generellt sett lägre än gränserna som användes vid omfattande substansanalys, som presenteras ovan. Till exempel var detektionsgränsen för citalopram 20 ng/g vid omfattande substansanalys, medan den varierade mellan 1 och 14 ng/g vid utvalda substansanalyser.

3.5 Bedömning av ackumulering

Ett vanligt angreppssätt för att påvisa ackumulering är att visa på en ökad koncentration över tid. I denna studie var detta inte möjligt eftersom inblandningen av slam på försöksfälten ledde

till att koncentrationerna av läkemedel späddes ut och, i majoriteten av fallen, hamnade under detektionsgränsen för respektive ämne. I stället gjordes en bedömning utifrån teoretisk halt (PEC_{jord}) samt uppmätt halt (MEC_{jord}). Nedan beskrivs hur dessa halter räknats ut samt hur dessa använts för att bedöma ackumulering. I samtliga fall antas ingen urlakning ske.

När slam, och därmed en viss läkemedelssubstans, sprids på ett fält kan en koncentration (PEC_{jord}) räknas ut utifrån substansens koncentration i slammet, slamgiva samt utspädning i jorden på grund av omblandningen (Ekv. 1).

$$PEC_0 = \frac{MEC_{slam} \times slamgiva}{D \times \rho} \quad \text{Ekv. 1}$$

där

PEC_0 är förväntad koncentration i jord direkt efter omblandning (ng/g TS_{jord})

MEC_{slam} är koncentration av substans i slam (ng/g TS)

Slamgiva är tillförd slammängd (kg TS/m²)

D är omblandningsdjup (m)

ρ är jordens torrdensitet (kg/m³)

Omblandningsdjupet D, där slam blandas med jord, antogs vara 25 cm. Torrdensitet för jord, ρ , uppskattades till 1 440 kg/m³. Uppgifter om MEC_{slam} för historiska slamgivor användes i de fall de kunde hittas; fanns inga data antogs att historiska halter av läkemedelsrester i slammet varit konstanta och samma som det MEC_{slam} som uppmättes i denna studie.

Användning av läkemedel har sannolikt ändrats under åren vilket innebär att PEC_{jord} i denna studie kan vara överskattad för moderna/nyare läkemedel och underskattad för andra läkemedel som har förekommit under längre perioder eller inte används längre. Dessutom bör det nämnas att det inte har hittats några historiska data för läkemedelsrester i slam under åren när slammet använts för någon av de undersökta fälten. Därför saknas information om hur halterna av läkemedel som spridits på fälten har förändrats över tid. I denna studie baserades beräkningarna av PEC_{jord} på koncentrationer som uppmätts i slammet under de senaste åren (2016–2023). Detta innebär att PEC_{jord} i denna studie kan vara överskattad för en del ämnen och underskattad för andra ämnen som har förekommit under längre perioder eller haft en högre koncentration historiskt som sedan minskat.

För beräkning av PEC_{jord} över tid (för alla slamspridningar som gjorts sedan respektive fält anlades) antogs två scenarion för PEC. En utan, och en med nedbrytning:

1. $PEC_{no-biodegradation}$: Worst-case scenario där alla läkemedelsrester som spridits över åren har ackumulerats i fälten utan läckage eller nedbrytning
2. $PEC_{biodegradation}$: ackumulering har skett över åren med antagandet att en del av läkemedelsrester som spridits i jorden har brutits ner (inget läckage).

$PEC_{no-biodegradation}$ och $PEC_{biodegradation}$ uppskattades enligt följande ekvationer:

$$PEC_{no-biodegradation} = \sum_{m=1}^n PEC_m \quad \text{Ekv. 2}$$

$$PEC_{biodegradation} = \sum_{m=1}^n PEC_m e^{-kt} \quad \text{Ekv. 3}$$

Där $PEC_{biodegradation}$ är den beräknade ackumulativa koncentrationen (ng/g TS) i jorden med hänsyn till första ordningens nedbrytningskinetik, efter 23 år (Lanna fält), 40 år (Igelösa fält) eller 65 år (Ultuna fält). n är antalet slamapplikationshändelser sedan fältets start. För Lanna var $n=12$, för Igelösa $n=10$ och för Ultuna $n=33$. I uträkningen har man även tagit hänsyn till att olika stora slamgivor har applicerats. PEC_0 är den beräknade initiala koncentrationen (ng/g TS) av läkemedelsrester i jorden vid slamspridningshändelsen (se Ek. 1) (European Commission, 2003). K är första ordningens nedbrytningskonstant ($dygn^{-1}$) och t är nedbrytningstiden. Se Tabell A2 i Bilaga A för K och $t_{1/2}$ värde. Utifrån dessa ekvationer är det givet att $PEC_{no\ biodegradation}$ alltid är större än $PEC_{biodegradation}$.

PEC för respektive substans jämfördes med dess uppmätta värde (MEC) och bedömning om ackumulering gjordes enligt följande:

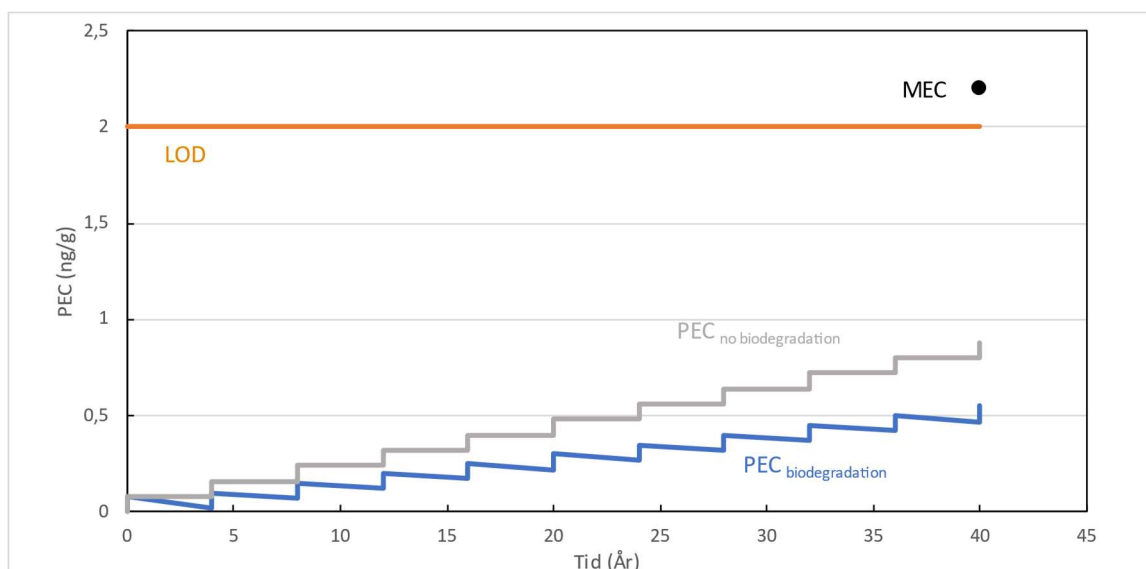
1. Om $MEC_{jord} > LOD$ och
 - a. $MEC_{jord} > \approx PEC_{no\ biodegradation}$ är det sannolikt att ämnet har ackumulerats
 - b. $MEC_{jord} > \approx PEC_{biodegradation}$ och $MEC_{jord} < PEC_{no\ biodegradation}$ är det sannolikt att ämnet har ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning skett
 - c. $MEC_{jord} < PEC_{biodegradation}$ kan ämnet ha ackumulerats men till lägre grad än förutspått även om nedbrytning har skett.

I de fall som MEC_{jord} är under detektionsgräns kan man inte påvisa någon ackumulering men man kan heller inte förkasta den eftersom det kan ha skett en koncentrationsökning under detektionsgränsen. Bedömning för detta scenario är följande:

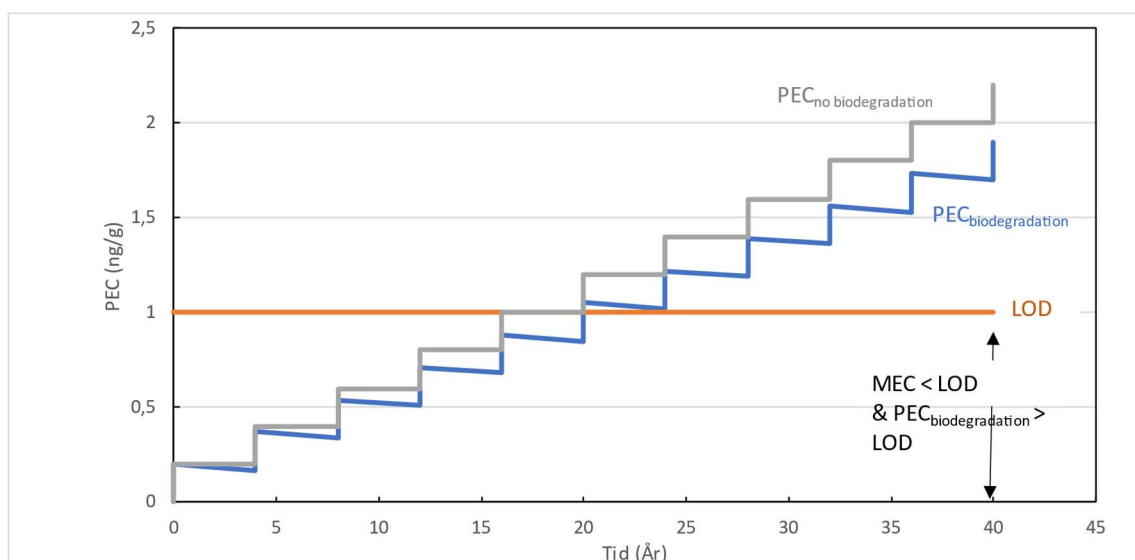
2. Om $MEC_{jord} < LOD$ och
 - a. $PEC_{biodegradation} > LOD$ är det sannolikt att ämnet inte ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning skett. Osäker bedömning.
 - b. $PEC_{no\ biodegradation} > LOD$ och $PEC_{biodegradation} < LOD$ kan ämnet ha ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning skett. Osäker bedömning.
 - c. $PEC_{no\ biodegradation} < LOD$ kan ämnet ha ackumulerats, men huruvida den är högre eller lägre än förväntat går inte att fastslå.

I denna delstudie antas att ingen urlakning sker. Urlakning är dock möjligt och skulle kunna, vid sidan av biologisk nedbrytning, förklara låga koncentrationer av vissa substanser. I avsnitt 4.3 visas att vissa läkemedelsrester lakas ur jorden från Lannas fält i samband med regn.

I Figur 9 och Figur 10 illustreras två scenarion där två fiktiva substanser ackumulerats enligt ansatserna som beskrivs av Ekv. 2 och Ekv. 3. I figurerna visas ett fiktivt LOD samt koncentration (MEC) för respektive substans. Ett MEC under LOD (Figur 10) betyder nödvändigtvis inte att ackumulering kan uteslutas, men att den inte heller kan påvisas.



Figur 9. Ackumulering av en fiktiv substans med och utan antagen nedbrytning med slamspridning vart 4:e år under en period av 40 år. I detta påhittade scenario ligger analyserad koncentration (measured environmental concentration; MEC) över detektionsnivån (LOD) och över båda de beräknade koncentrationerna (predicted environmental concentration; PEC). Man kan med stor säkerhet anta att ämnet har ackumulerats.



Figur 10. Ackumulering av en fiktiv substans med och utan antagen nedbrytning med slamspridning vart 4:e år under en period av 40 år. I detta påhittade scenario ligger analyserad koncentration (measured environmental concentration; MEC) under detektionsnivån (LOD) och under båda beräknade koncentrationerna (predicted environmental concentration; PEC). Man kan inte utesluta att viss ackumulering skett (under LOD), däremot kan man med säkerhet säga att ackumuleringen inte är så stor som i antagna scenarion.

3.6 Bedömning av miljörisk

För att bedöma miljörisken med avseende på de läkemedelsrester som lakats ur jord och hamnade i lakvatten (delstudie 3), uppskattades riskkvoten (RQ_{vatten}) som kvoten mellan deras uppmätta koncentration (MEC_{vatten}) och den förutspådda icke-effektkoncentrationen för vatten (predicted no effect concentration; $PNEC_{\text{vatten}}$) (Europeiska kommissionen, 2003). $RQ_{\text{vatten}} < 0,1$ betraktades som låg risk, $0,1 < RQ_{\text{vatten}} < 1$ betraktades som medelhög risk, och $RQ_{\text{vatten}} > 1$ betraktades som hög risk (Camotti Bastos et al., 2020). Dessa risker berör det akvatiska livet i sötvatten.

4 Resultat och diskussion

4.1 Delstudie 1: Förekomst av föroreningar efter 23–65 år av slamspridning

I detta avsnitt redovisas resultat från den första delstudien som undersökt om kontinuerlig, regelbunden och långvarig slamspridning på åkermark bidrar till förhöjda halter av läkemedel i jorden. Inledningsvis redovisas och diskuteras resultaten av de fysikaliska och kemiska analyserna samt metallhalter i jord och slam. Därefter presenteras och diskuteras ackumulering och risker för miljön.

4.1.1 Fysikaliska och kemiska analyser

Fysikaliska och kemiska analyser (pH, TS, VS, aska) av jordprover från respektive fält (Tabell A4, Bilaga A) visar på normala pH mellan 6,3 och 7,1, en TS-halt på 78–85 % och en VS på 92–97 % (av TS) vilket betyder att jorden till stor del består av organiskt material. TS-halterna användes för att beräkna koncentrationer av läkemedel och metaller i jorden per kg TS.

4.1.2 Metallhalter i slam och jord

Tabell 3 visar medelkoncentrationen av olika tungmetaller i slammet från Kungsängsverket, Skara och Källby avloppsreningsverk. Data kommer dels från analys gjord i denna studie, dels från miljörapporter. Slammet från avloppsreningsverken innehöll höga halter av koppar och zink (i förhållande till högsta tillåtna halt enligt SNFS 1994:2), där slam från Skara avloppsreningsverk (som spridits på Lanna) hade den högsta halten av alla tungmetaller. I slammen från alla tre avloppsreningsverken var bland annat halten krom och koppar högre än gränsvärdet specificerat i SNFS 1994:2 (Statens Naturvårdsverk, 1994).

Tabell 3. Medelkoncentrationer av tungmetaller (mg/kg TS) i rötat och avvattnat slam från Skara och Källby reningsverk samt Kungsängsverket.

	Kungsängs- verket ARV ⁺ *	Skara ARV ⁺⁺	Källby ARV ⁺⁺⁺	Högsta tillåtna metallhalt i marken för att få använda avlopps- slam (mg/kg TS) ++++	Maximal tillåten tillförsel av metaller vid användning av avloppsslam (g/ha och år) ++++	Högsta tillåtna metallhalt i marken för att få använda avloppsslam (mg/kg TS) ++++
Bly (Pb)	10	37	19	40	25	40
Kadmium (Cd)	0,51	1,40	0,66	0,4	0,75	0,4
Krom (Cr)	15	26	24	60	40	2,5
Koppar (Cu)	296	360	290	40	300	40
Kvicksilver (Hg)	0,39		0,61	0,3	1,5	0,3
Nickel (Ni)	15	22	20	30	25	30
Zink (Zn)	368	1 000	620	100	600	100

*ARV = avloppsreningsverk

+ Årliga medelkoncentrationer i slammet år 2020 som anges i Miljörapport 2020

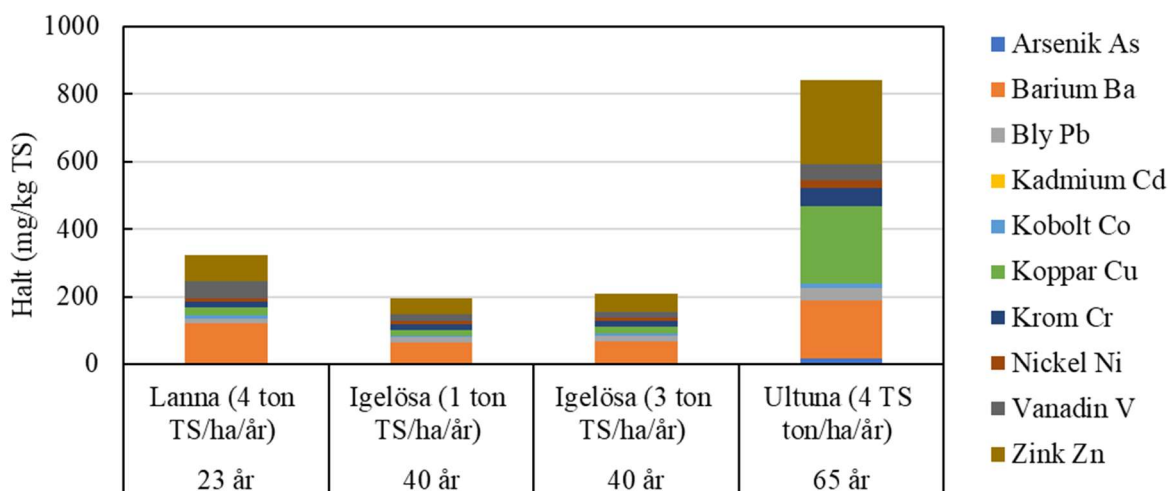
++ Uppmätta koncentrationer i slam som använts i Lanna-fältet under detta projekt

+++ Årliga medelkoncentrationer i slammet från 2017 som anges i Miljörapport 2018

++++ SNFS 1994:2 (Statens Naturvårdsverk, 1994)

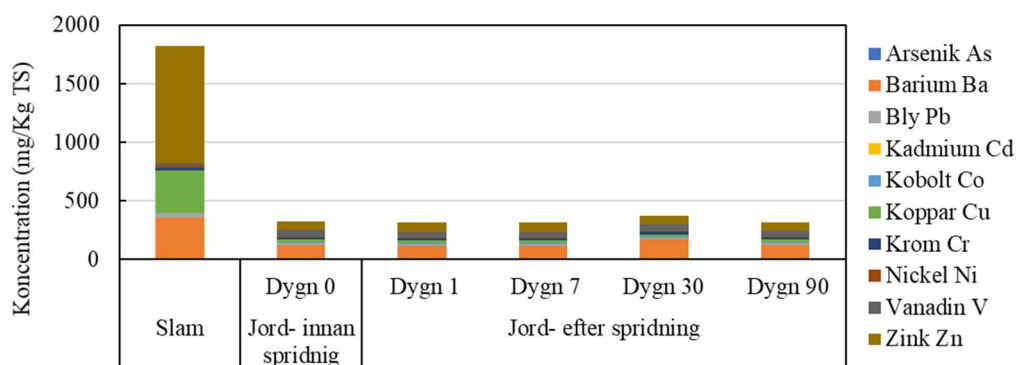
När det gäller tungmetallhalter i slamgödslad jord uppmättes i allmänhet betydligt högre halter av metaller i Ultunas fält jämfört med Lannas och Igelösas fält där zink, koppar och barium stod för de högsta koncentrationerna (se Figur 11). Dessa tre metaller hade också de högsta halterna av alla metaller i all jord. Det framgår av analysen att metallhalterna på Lannas och Igelösas

fält är relativt lika, även om slam tillförts under en längre period i Igelösa (17 år längre). Skillnaden i halter kan vara kopplad till jordmån och även kvaliteten på slammet som använts. Detta stämmer överens med resultaten från Börjesson et al. (2014), som rapporterade att både den slamgödslade och den icke slamgödslade jorden i Ultuna hade högre metallhalter jämfört med Lanna och Igelösa.



Figur 11. Koncentration (mg/kg TS) av metaller i jordprover från Lanna-, Igelösa- och Ultunafälten; 23, 40 och 65 år.

I Lannafältet visar metallanalyserna i jorden inga mätbara skillnader i halterna innan och efter slamspridning (Figur 12). Det visar sig att utspädning av barium, kadmium och koppar skedde efter slamspridningen då halterna drastiskt sjönk, med undantag för kobolt, krom och vanadin där halterna i stället ökade något (förmodligen på grund av naturligt högre halter i jorden). Under de följande 90 dagarna efter slamspridning mättes inga större skillnader i koncentrationer (Figur 12) vilket tolkas som att metallerna inte förflyttats i jorden.



Figur 12. Metaller i jord från Lanna (0-25cm); dygn 0, 1, 7, 30 och 90 efter slamspridning.

Hushållningssällskapets statistik (2021) över historiska jordmetallhalter från 1981 till 2018 visade ingen statistisk skillnad i bly-, kadmium- och nickelhalter mellan slamgödslade och icke slamgödslade försöksled i Igelösa. Dock var det signifikant högre halter av koppar, zink och kvicksilver i slamgödslade än i icke slamgödslade försöksled (Hushållningssällskapet, 2022). Detsamma konstateras i denna studie där jordprover från Ultuna (2020) visade att halterna i jorden inte avviker särskilt mycket från de som tidigare rapporterats (år 1968–2009) (Tabell 4). Undantaget är halten av koppar som har ökat markant under åren, medan halten kadmium har minskat från 0,73 mg/kg TS år 2009 till 0,48 mg/kg TS år 2020. Detta kan bero på att kvaliteten

på slam från Kungsängsverket har förbättrats på grund av uppströmsarbete och Revaq-certifiering av slammet. Även halterna av kvicksilver, kadmium, koppar, krom, nickel och zink i slammet från Källby avloppsreningsverk har minskat över tid (Hushållningssällskapet, 2021).

Tabell 4. Koncentrationer av tungmetaller (mg/kg TS) i slamgödslad och icke slamgödslad jord från Ultuna fältförsök vid olika tidpunkter.

	Slam-gödslad jord				Icke gödslad jord 2009	Gränsvärden för metallhalter i åkermark (mg/kg TS jord)
År	1968	1974	2009	2020	2009	
Källa	(Andersson. & Nilsson., 1975)	(Andersson. & Nilsson., 1975)	(Börjesson et al., 2014)	Aktuell studie	(Börjesson et al., 2014)	SNFS 1994:2, (Statens Naturvårdsverk, 1994)
Bly (Pb)	38	40	41	38	21	40
Kadmium (Cd)	0,74	0,72	0,73	0,48	0,23	0,4
Koppar (Cu)	69	84	196	230	26,7	40
Kobolt (Co)	12	12	-	13	-	0,3
Nickel (Ni)	41	35	27	23	23	30
Zink (Zn)	272	268	271	250	86	100

Ursprungligen var planen att även undersöka korrelationen mellan läkemedel och metaller i slamgödslad jordbruksmark, men eftersom de flesta läkemedelsrester var under detektionsnivån (se avsnitt 4.1.3) var denna analys inte möjlig.

4.1.3 Läkemedelsrester i slam och jord

Läkemedelsrester i slam

För att räkna ut mängden läkemedel som spridits på respektive fält gjordes analys på det slam som spridits. Slammet som tillförts till Lannas, Igelösas och Ultunas försöksfält var rötat och avvattnat, men inte lagrat (se Tabell 1 för mer info om försöksfälten). Koncentrationer av läkemedelsrester i slammet som spreds på Lanna och Ultuna, från Skara reningsverk respektive Kungsängsverket, presenteras i Tabell 5. I stället har det antagits koncentrationer utifrån genomsnittliga koncentrationer av läkemedelsrester från flera svenska avloppsreningsverk (Tabell A5, Bilaga A).

Tabell 5. Uppmätta koncentrationer (MEC_{slam} ; ng/g TS) av läkemedel i slam som spridits på Lanna respektive Ultuna försöksfält. Celler med "-" betyder att substansen inte analyserades. Av de 148 substanser som analyserades i "Omfattande substansanalys" visas bara de som var över detektionsnivå och/eller de som även analyserades i "Utvald substansanalys". Analyserade substanser enligt "Utvald substansanalys" skiljer sig åt mellan Lanna- och Ultunaslam eftersom laboratoriet inte analyserade för exakt samma substanser vid båda tillfällena. Slam som spreds på Igelösa fält analyserades inte utan uppskattades från slam från svenska avloppsreningsverk (Tabell A5, Bilaga A).

	Slam till Lanna försöksfält Omfattande substansanalys	Slam till Lanna försöksfält Utvald substansanalys	Slam till Ultuna försöksfält* Utvald substansanalys
Amiodaron	31	-	-
Amlodipin	-	220-530	-
Amisulprid	68	-	-
Amitriptylin	420	-	-
Atenolol	-	<3	<1
Bisoprolol	<5	12-21	-
Cetirizin	58	-	-
Ciprofloxacin	2 200	-	4 500
Citalopram	340	390 – 1 100	420
Clindamycin	13	-	-
Diklofenak	44	60 – 97	<1
Doxycyklin	99	-	-
Fexofenadin	280	-	-
Fluoxetin	51	120	-
Furosemid	<50	43	<1
5-metylbenzotriazole	42	-	-
Hydroklortiazid	<25	<5	-
Ibuprofen	<100	63 – 150	<1
Karbamazepin	50	74 – 78	78
Karvedilol	54	-	-
Ketoconazol	900	-	3 900
Ketoprofen	<5	<7	-
Klaritromycin	-	-	5
Klotrimazol	280	-	-
Koffein	<20	<10	-
Lamotrigine	320	-	-
Losartan	-	-	190
Metoprolol	90	80	96
Miconazole	180	-	-
Naproxen	<25	<5	<1
Ofloxacin	110	-	-
Oxazepam	-	<3	<10
Oxitetracyklin	97	-	-
Paracetamol	<5	<18	<45
Paroxetin	43	-	-
Propranolol	110	210 – 330	110
Raloxifen	23	-	-
Ramipril	<5	<2	-
Risperidone	-	<7	-
Sertralin and norsertralin	2 600	890 – 2 800	2 600
Simvastatin	<500	-	-
Sulfametoxazol	-	-	<1
Tramadol	13	-	<1
Terbutaline	<5	<3	-
Tetracyklin	820	-	-
Triclocarban	43	-	-
Valsartan	11	-	-
Venlafaxin	28	-	-
Warfarin	<5	<1	-
Zolpidem	-	-	<3

*Analyserat slam tillhör ett slamprov från Kunsängsverket som samlades in i oktober 2023. De data som presenteras här är alltså från en annan sats än den som senast spreds på Ultunas fält.

Slam som spreds på Lanna försöksfält ingick i både den omfattande och utvalda substansanalysen (Tabell 5). Av de 148 ämnen som analyserades i den omfattande

substansanalysen kunde endast 32 av ämnena kvantifieras och dessa var inom intervallet 11–2 600 ng/g TS. 61 ämnen kunde detekteras men inte kvantifieras och 55 ämnen kunde inte detekteras alls. Ämnen med högst koncentration var sertralin (2 600 ng/g TS), ciprofloxacin (2 200 ng/g TS) och ketoconazol (900 ng/g TS). På grund av matriseffekter hade vissa ämnen i den omfattande substansanalysen höga LOD, exempelvis furosemid (50 ng/g TS), ibuprofen (100 ng/g TS) och simvastatin (500 ng/g TS).

Lanna försöksfält

Då slam som spreds på Lanna försöksfält analyserades i den utvalda substansanalysen återfanns flera ämnen i samma storleksordning som för den omfattande substansanalysen (Tabell 5). Citalopram uppvisade exempelvis 340 ng/g TS i den omfattande analysen och 390–420 ng/g TS i den utvalda substansanalysen, furosemid <50 jämfört med 43 ng/g TS, och sertralin 2 600 respektive 2 800 ng/g TS. Det fanns undantag där de två undersökningarna gav betydande skillnader i resultat, exempelvis för diklofenak, karbamazepin och propranolol.

Ultuna försöksfält

Slam som spreds på Ultuna försöksfält analyserades bara i den utvalda substansanalysen. Generellt uppmättes färre substanser jämfört med Skaras slam (Tabell 5) medan några substanser återfanns i jämförelsevis mycket högre koncentrationer: ciprofloxacin (4 500 ng/g TS), ketoconazol (3 900 ng/g TS), sertralin (2 600 ng/g TS), citalopram (420 ng/g TS), losartan (190 ng/g TS), propranolol (110 ng/g TS) och metoprolol (96 ng/g TS).

Igelösa försöksfält

Slam som spreds på Igelösa försöksfält analyserades inte i denna studie, men i en studie från Saleh et al. (2011) uppmättes endast diklofenak (19 ng/g TS), ibuprofen (437 ng/g TS), ketoprofen (65 ng/g TS) och naproxen (11 ng/g TS) i slam från Källby avloppsreningsverk. För Igelösa-fältet antogs att slammet som spridits på detta fält innehåller den genomsnittliga koncentrationen av läkemedelsrester som beräknades med data om slam från många svenska avloppsreningsverk (Tabell A5).

Generellt skiljer sig läkemedelsrester i slam från Skaras och Uppsalas reningsverk (spreds på Lanna respektive Ultuna försöksfält) inte betydligt från nivåerna som rapporterats för olika rötat slam från andra avloppsreningsverk i Sverige, med några undantag (Tabell A5). Ämnena som visade högst koncentration i slammet från Uppsalas och Skaras reningsverk återfinns också i höga koncentrationer i slam från Henriksdal i Stockholm, Västerås, Kalmar, Norrköping och Linköping. Nivåerna av amlodipin, ciprofloxacin, citalopram och furosemid var jämförbara med Skara, Uppsala och Henriksdal, men betydligt högre än de som rapporterats i Kalmar, Motala, Norrköping och Linköping (Tabell A5).

Effekten av slamlagring har inte studerats inom detta projekt men resultat från tidigare studier visar på viss effekt av lagring på läkemedelsrester. Jönsson et al. (2020) visade på marginell och varierande nedbrytning av läkemedelsrester i lagrat slam: 4–30 % beroende på slammets initiala porositet. Samma studie visade att under täckt lagring av slam avlägsnades endast 0–20 % av den totala mängden läkemedel, och vissa enskilda ämnen ökade i koncentration under de första 6 månaderna av lagringen. Dalahmeh et al. (2022b) har visat att även efter längre lagring (12 månader) finns det kvar läkemedelsrester i avloppsslam. Antibiotika visade en total reduktion på 14–44 % under öppen lagring och 45–50 % under täckt lagring (Jönsson et al., 2020). Eftersom det inte skett någon lagring av de slam som spridits i Lanna, Igelösa och Ultuna är det sannolikt att dessa slam haft högre koncentrationer av läkemedelsrester än Revaq-certifierat slam.

Läkemedelsrester i jord

Resultat för den *omfattande substansanalysen* som gjordes i jord från Lanna, Igelösa och Ultuna försöksfält visade att 146 av totalt 148 läkemedelsrester hade koncentrationer (MEC) under LOD (som varierade mellan 1 och 200 ng/gTS) (Tabell A6). Endast metoprolol och triklokarban kunde kvantifieras till 1 respektive 160 ng/g TS i fältprov från Igelösafältet. Triklokarban är antibakteriellt ämne tidigare användes i hygienprodukter som tvål och duschkräm. Då övriga läkemedelsrester var under LOD i detta analyspaket kunde inga ytterligare slutsatser dras, förutom just att majoriteten av läkemedelsresterna inte går att detektera.

Resultat från den *utvalda substansanalysen* presenteras i Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8. I jordprover från Lanna och Ultuna detekterades citalopram, oxazepam, propranolol, sertralin och venlafaxin av de totalt 35 analyserade läkemedelssubstanserna. För dessa substanser låg uppmätt halt mellan detektionsgräns och kvantifieringsgräns ($LOQ > MEC_{jord} > LOD$) (Tabell 6 och Tabell 8). Övriga substanser låg under LOD (som varierade mellan 1 och 14 ng/g TS). I jordprover från Igelösa upptäcktes bara citalopram (4 ng/g TS) och sertralin (1–3 ng/g TS) på de fält som fått den större slamgivan på 3 ton TS/ha och år i snitt (Tabell 7).

I Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8 presenteras också förväntade koncentrationer (PEC_{jord}) av läkemedelsrester som teoretiskt skulle kunna ha ackumulerats i jorden. $PEC_{no-biodegradation}$ beskriver ett worst-case scenario, där marken fungerar som en sänka och läkemedelsrester ackumulerar över tid, utan nedbrytning eller urlakning. $PEC_{biodegradation}$ beskriver i stället ett scenario där nedbrytning antas ha skett. Om dessa MEC (oavsett om de är över eller under LOD) potentiellt har ackumulerats diskuteras i följande stycken.

Tabell 6. Uppmätt koncentration (MEC) och beräknad koncentration (PEC) av läkemedelsrester (ng/g TS) i slam och jord från Lanna (gödsland med 8 ton TS/ha). Fetmarkerade värden innebär MEC över detektionsnivå (LOD). Värden inom ett intervall betyder att koncentrationen är under kvantifieringsgräns (LOQ) men över LOD, för substanser med fler värden för MEC togs replikat, celler med "-" betyder att inga data finns.

	MEC _{slam}	MEC _{jord}	PEC _{no-biodegradation}	PEC _{bio-degradation}
Amlodipin	530	<6	14,13	0,17
Atenolol	3	<3	0,08	<0,01
		<1		
Bisoprolol	12	<5	0,32	<0,01
Ciprofloxacin	2 200	<8	58,67	0,70
Citalopram	1 100	14-48	29,33	0,35
		1-3		
Diklofenak	97	<3	2,59	0,03
Erytromycin	-	<1	-	-
Flukonazol	-	<1	-	-
Fluoxetin	120	<3	3,20	0,04
Furosemid	43	<3	1,15	0,01
		<1		
Hydroklortiazid	5	<5	0,13	<0,01
Ibuprofen	150	<9	4,009	0,05
		<1		
Karbamazepin	78	<3	2,08	0,02
		<1		
Ketoconazol	900	<1	24,00	0,28
Ketoprofen	5	<7	0,13	<0,01
Klaritromycin	-	<1	-	-
Koffein	17	<10	0,45	<0,01
Losartan	-	<1	-	-
Metoprolol	87	<2	2,32	0,03
		<1		
Naproxen	5	<1	0,13	<0,01
		<5		
Oxazepam	3	3-10	0,08	<0,01
		<10		
Paracetamol	5	<18	0,13	<0,01
		<11		
Propranolol	330	<6	8,80	0,10
		1-3		
Ramipril	2	<2	0,05	<0,01
Risperidon	7	<7	0,19	<0,01
Sertralin	2 800	<6	75	1
		9		
Simvastatin	500	-	13,33	<0,01
Sulfametoxazol	-	<1	-	-
Tramadol	13	<1	0,35	<0,01
Terbutalin	3	<3	0,08	0,00
Trimethoprim	-	<1	-	-
Venlafaxin	28	1-3	0,75	0,01
Warfarin	1	<1	0,03	<0,01
Zolpidem	-	<1	-	-

Tabell 7. Uppmätt koncentration (MEC) och beräknad koncentration (PEC) av läkemedelsrester (ng/g TS) i slam och jord från Igelösa (gödslat med 4 samt 12 ton TS/ha). Fetmarkerade värden innebär MEC över detektionsnivå (LOD). Värden inom ett intervall innebär att det är under kvantifieringsgräns (LOQ) men över LOD, för substanser med fler värden för MEC togs replikat, celler med ”-” betyder att ingen data finns.

	MEC _{slam} ↓ (PEC _{slam})	MEC _{jord} 4 ton/ha	PEC _{no-} biodegradation 4 ton/ha	PEC _{bio-} degradation 4 ton/ha	MEC _{jord} 12 ton/ha	PEC _{no-} biodegradation 12 ton/ha	PEC _{bio-} degradation 12 ton/ha
Amlodipin	(236)	<6	2,62	0,04	<6	7,87	0,11
Atenolol	(7)	<3 <1*	0,07	<0,01	<3 <1*	0,22	<0,01
Bisoprolol	(12)	<5	0,13	<0,01	<5	0,40	0,01
Ciprofloxacin	(1528)	<8*	16,98	0,24	<8*	50,94	0,73
Citalopram	(559)	<14 <1*	6,21	0,09	<14 4 *	18,62	0,27
Diklofenak	19 ↓	<3 <1*	0,21	<0,01	<3 <1*	0,63	0,01
Erytromycin	(1)	<1*	0,01	<0,01	<1*	0,02	<0,01
Flukonazol	(3)	<1*	0,03	<0,01	<1*	0,09	<0,01
Fluoxetin	(121)	<3	1,34	0,02	<3	4,03	0,06
Furosemid	(16)	<3 <1*	0,18	<0,01	<3 <1*	0,54	0,01
Hydroklortiazid	(5)	<5	0,05	<0,01	<5	0,16	<0,01
Ibuprofen	437 ↓	<9 <1*	0,52	0,01	<9 <1*	1,57	0,02
Karbamazepin	(97)	<3 <1*	1,08	0,02	<3 <1*	3,24	0,05
Ketoconazol	(2400)	<1*	26,67	0,38	<1*	80,00	1,14
Ketoprofen	65 ↓	<7	0,72	0,01	<7	2,17	0,03
Klaritromycin	(9)	<1*	0,10	<0,01	<1*	0,29	<0,01
Koffein	(24)	<10	0,27	<0,01	<10	0,81	<0,01
Losartan	(190)	<1*	2,11	<0,01	<1*	6,33	<0,01
Metoprolol	(238)	<2 <1*	2,64	0,04	<2 <1*	7,92	0,11

	MEC _{slam} ↓ (PEC _{slam})	MEC _{jord} 4 ton/ha	PEC _{no-} biodegradation 4 ton/ha	PEC _{bio-} degradation 4 ton/ha	MEC _{jord} 12 ton/ha	PEC _{no-} biodegradation 12 ton/ha	PEC _{bio-} degradation 12 ton/ha
Naproxen	11 ↓	<1* <5	0,12	<0,01	<1* <5	0,37	0,01
Oxazepam	(31)	<3 <10*	0,34	<0,01	<3 <10*	1,03	0,01
Paracetamol	(26)	<18 <11*	0,29	<0,01	<18 <11*	0,86	0,01
Propranolol	(140)	<6 <1*	1,55	0,02	<6 <1*	4,66	0,07
Ramipril	(3)	<2	0,03	<0,01	<2	0,08	<0,01
Risperidon	(4)	<7	0,05	<0,01	<7	0,14	<0,01
Sertralin	(1495)	<6 <1*	16,61	0,24	<6 1-3 <1	50	1
Simvastatin	(261)	-	2,89	<0,01	-	8,68	<0,01
Sulfametoxazol	(1)	<1*	0,01	<0,01	<1*	0,02	<0,01
Tramadol	(59)	<1*	0,65	0,01	<1*	1,96	0,03
Terbutalin	(2)	<3	0,02	<0,01	<3	0,05	<0,01
Trimethoprim	(5)	<1*	0,05	<0,01	<1*	0,16	<0,01
Venlafaxin	(55)	<1*	0,61	0,01	<1*	1,84	0,03
Warfarin	(8)	<1	0,09	<0,01	<1	0,27	<0,01
Zolpidem	(3)	<1*	0,03	<0,01	<1*	0,10	<0,01

↓ Eftersom slammet som spreds på Igelösa försöksfält inte analyserades i denna studie togs värden från Saleh et al. (2011) för diklofenak, ibuprofen, ketoprofen och naproxen. För resterande ämnen antogs genomsnittliga koncentrationer av läkemedelsrester som beräknats med data om slam från flera svenska ARV (Tabell A5).

* Resultat från två prover

Läkemedelsrester i slamgödslad åkermark – förekomst och risker

Tabell 8. Uppmätt koncentration (MEC) och beräknad koncentration (PEC) av läkemedelsrester (ng/g TS) i slam och jord från Ultuna (gödslat med 8 ton TS/ha). Fetmarkerade värden innebär MEC över detektionsnivå (LOD). Värden inom ett intervall innebär att det är under kvantifieringsgräns (LOQ) men över LOD, för substanser med fler värden för MEC togs replikat, celler med "-" betyder att ingen data finns.

	MEC _{slam} (PEC _{slam}) $\downarrow$	MEC _{jord}	PEC _{no-biodegradation}	PEC _{biodegradation}
Amlodipin	(236)	<6	14,68	0,07
Atenolol	1	<3 <1*	0,06	<0,01
Bisoprolol	(12)	<5	0,75	0,01
Ciprofloxacin	4,5×10 ³	<8*	280	1,43
Citalopram	420	<14 10 och 19*	26,13	0,13
Diklofenak	1	<3 <1*	0,06	<0,01
Erytromycin	1	<1*	0,06	<0,01
Flukonazol	3	<1*	0,19	<0,01
Fluoxetin	(121)	<3	7,53	0,02
Furosemid	1	<3 <1*	0,06	<0,01
Hydroklortiazid	(5)	<5	0,31	<0,01
Ibuprofen	1	<9 <1*	0,06	<0,01
Karbamazepin	78	<3* <1	4,85	0,02
ketoconazol	3,9×10 ³	<1*	242,67	1,23
Ketoprofen	(28)	<7	1,74	<0,01
Klaritromycin	5	<1*	0,31	<0,01
Koffein	(24)	<10	1,49	<0,01
Losartan	190	<1*	11,82	<0,01
Metoprolol	96	<2 <1*	5,97	0,03
Naproxen	1	<1* <5	0,06	<0,01
Oxazepam	10	3-10 <10*	0,62	<0,01
Paracetamol	45	<18 <11*	2,80	0,01
Propranolol	110	<6 1-3	6,84	0,03
Ramipril	(3)	<2	0,19	<0,01
Risperidon	(4)	<7	0,25	<0,01
Sertralin	2,6×10 ³	1-3 6 <3	162,00	0,83
Simvastatin	(261)	-	16,28	<0,01
Sulfametoxazol	1	<1*	0,06	<0,01
Tramadol	1	<1*	0,06	<0,01
Terbutalin	(2)	<3	0,12	<0,01
Trimethoprim	1	<1*	0,09	<0,01
Venlafaxin	26	1-3 3	1,62	<0,01
Warfarin	(8)	<1	0,50	<0,01
Zolpidem	3	<1*	0,19	<0,01

$\downarrow$ Eftersom slammet som spreds på Ultuna försöksfält endast analyserades för ett urval av läkemedelsrester beräknades resterande ämnen (värden inom parentes) med data om slam från flera svenska ARV (Tabell A5).

* Resultat från två prover

Ackumulering

På Lannafältet, gödslat med i snitt 4 ton TS/ha och år sedan 1998, var den högsta beräknade koncentrationen av någon substans ($PEC_{no-biodegradation}$) 75 ng/g TS (sertralin). Motsvarande siffra, om man antar att nedbrytning skett (enligt första ordningens nedbrytningskinetik; $PEC_{biodegradation}$) var 1 ng/g TS (sertralin; Tabell 6). Av de fem ämnen som vid analys var över LOD (citalopram, oxazepam, propranolol, sertralin och venlafaxin) var det endast tre, citalopram (14–48 ng/g TS), oxazepam (3–10 ng/g TS) och venlafaxin (1–3 ng/g TS), som hade uppmätta halter som är lika eller över $PEC_{no-biodegradation}$ och skulle därför sannolikt ha ackumulerats enligt denna ansats. Propranolol (13 ng/g TS) och sertralin (9 ng/g TS) kunde också detekteras i Lannas jord och har halter lika eller över $PEC_{biodegradation}$ vilket sannolikt betyder att de ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning kan ha skett. Åtta substanser (amlodipin, ciprofloxacin, fluoxetin, furosemid, ibuprofen, karbamazepin, ketokonazol och metoprolol) hade en MEC under LOD och en $PEC_{no-biodegradation}$ över LOD, samt ett $PEC_{biodegradation}$ under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas; ackumulering kan ha skett samtidigt som eventuell nedbrytning. 14 substanser har MEC samt båda PEC under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas. Sex substanser saknar värde för PEC eftersom data saknats för dess koncentration i slammet.

På Igelösafältet, för de delar som gödslats med i snitt 1 ton TS/ha och år sedan 1981, kunde inga av de analyserade substanserna detekteras utom för triklokarban som detekterades på 160 ng/g TS; Tabell A3). Den högsta beräknade koncentrationen av någon substans ($PEC_{no-biodegradation}$) 27 ng/g TS och $PEC_{biodegradation}$ var som högst 0,38 ng/g TS (ketokonazol; Tabell 7). Åtta substanser (ciprofloxacin, citalopram, karbamazepin, ketokonazol, losartan, metoprolol, propranolol och sertralin) hade en MEC under LOD, $PEC_{no-biodegradation}$ över LOD och $PEC_{biodegradation}$ under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas; ackumulering kan ha skett samtidigt som eventuell nedbrytning. 25 substanser hade MEC samt båda PEC under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas. En substans (simvastatin) gick inte att analysera. En ytterligare osäkerhet angående PEC är att halterna av läkemedelsrester i slammet har uppskattats utifrån genomsnittliga koncentrationer i slam från flera svenska avloppsreningsverk.

För de delar av Igelösafältet som gödslats med i snitt 3 ton TS/ha och år var den högsta beräknade koncentrationen av någon substans ($PEC_{no-biodegradation}$) 1,14 ng/g TS (ketokonazol; Tabell 7). Ketokonazol detekterades dock inte heller på detta fält. Citalopram (4 ng/g TS) och sertralin (1–3 ng/g TS) var de enda detekterbara substanserna och båda dessa koncentrationer var under respektive $PEC_{no-biodegradation}$ och över $PEC_{biodegradation}$ vilket sannolikt betyder att de ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning kan ha skett. Tio substanser (amlodipin, ciprofloxacin, fluoxetin, ibuprofen, karbamazepin, losartan, metoprolol, propranolol, tramadol och venlafaxin) hade MEC under LOD, $PEC_{no-biodegradation}$ över LOD och $PEC_{biodegradation}$ under LOD, vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas; ackumulering kan ha skett samtidigt som eventuell nedbrytning. 20 substanser hade MEC samt båda PEC under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas. En substans (simvastatin) gick inte att analysera. Även här råder en osäkerhet angående PEC eftersom halterna av läkemedelsrester i slammet har uppskattats utifrån genomsnittliga koncentrationer i slam från flera svenska avloppsreningsverk.

På Ultunafältet, gödslat med i snitt 4 ton TS/ha och år sedan 1956, var den högsta beräknade koncentrationen av någon substans ($PEC_{no-biodegradation}$) 280 ng/g TS och $PEC_{biodegradation}$ var som

högst 1,43 ng/g TS (båda ciprofloxacin; Tabell 8). Ciprofloxacin kunde dock inte detekteras i jorden. Oxazepam (3–10 ng/g TS) och venlafaxin (3 ng/g TS) var de enda detekterbara substanserna som också hade halter som är lika eller över $PEC_{no-biodegradation}$ och skulle därför sannolikt ha ackumulerats enligt denna ansats. Citalopram (10 och 19 ng/g TS), propanolol (1–3 ng/g TS) och sertralin (6 ng/g TS) kunde också detekteras i Ultuna jord och har halter lika eller över $PEC_{biodegradation}$ vilket sannolikt betyder att de ackumulerats samtidigt som en eventuell nedbrytning kan ha skett. Ketoconazol var det enda ämnet som var under LOD samtidigt hade båda PEC över LOD vilket bedöms som att ämnet sannolikt inte ackumuleras. Sex substanser (amlodipin, ciprofloxacin, fluoxetin, karbamazepin, losartan och metoprolol) hade en MEC under LOD och en $PEC_{no-biodegradation}$ över LOD samt en $PEC_{biodegradation}$ under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas; ackumulering kan ha skett samtidigt som en eventuell nedbrytning. Märk att ciprofloxacin är med i denna grupp trots att den hade högsta PEC för Ultunafältet. 21 substanser hade uppmätta koncentrationer (MEC) samt båda PEC under LOD vilket bedöms som att ackumulering varken kan bekräftas eller uteslutas. Sex substanser saknar värde för PEC eftersom data saknats för dess koncentration i slammet. En substans (simvastatin) gick inte att analysera.

Sammanfattat gör relativt höga detektionsgränser, jämfört med de PEC som beräknats för respektive fält, det svårt att dra generella slutsatser om ackumulering. Fem substanser har dock detekterats på fler än ett fält och med en uppmätt koncentration (MEC) högre än $PEC_{no-biodegradation}$ eller $PEC_{biodegradation}$. Dessa är citalopram och sertralin, som verkar ha ackumulerats antingen med eller utan nedbrytning på alla tre fält (med den högre slamgivan på Igelösa fält), samt oxazepam, venlafaxin och propanolol som verkar ha ackumulerats antingen med eller utan nedbrytning på Lanna och Ultuna fält. Denna ansats kring ackumulering förutsätter att det inte skett någon urlakning av läkemedelsrester från försöksfälten, vilket ändå troligtvis har skett, vilket påverkar bedömningens osäkerhet. Urlakning presenteras mer i kapitel 4.3. Eftersom inga ämnen detekterades i jorden från Igelösa fält där det spridits 1 ton TS/ha och år så går det heller inte att bekräfta någon ackumulering på detta fält.

4.2 Delstudie 2: Nedbrytning av läkemedelsrester i jord

I detta avsnitt presenteras resultaten som gäller läkemedelsresters nedbrytning i jord under de tre påföljande månaderna efter slamgödsling, med fokus på det översta jordlagret. Undersökningen fokuserade på jordprover från Lanna fältförsök vid slamspridningstillfället i november 2020 och följdes upp 1, 7, 30 och 90 dygn efter slamgödslingen.

4.2.1 Fysikaliska och kemiska analyser

I Tabell 9 redovisas pH, TS, VS och aska i slam och jord innan och efter slamspridning på Lanna fält. Analyserna visar inte på någon märkbar skillnad över tid och att jorden inte utsattes för annan möjlig påverkan.

Tabell 9. Fysikaliska och kemiska analysresultat av jordprover från Lanna försöksfält. Analys gjordes innan slamspridning (dygn 0), och vid 1, 7, 30 och 90 dygn efter slamspridning.

	Slam	Innan slamspridning	Efter slamspridning			
		Jord Dygn 0	Jord Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90
Analys						
pH	8,2 ± 0,0	6,3 ± 0,3	6,5 ± 0,0	6,2 ± 0,0	6,7 ± 0,2	6,6 ± 0,4
TS %	19 ± 0	78 ± 2	74 ± 2	75 ± 1	76 ± 2	75 ± 3
Aska %	34 ± 0	92 ± 1	94 ± 0	94 ± 0	94 ± 3	95 ± 2

4.2.2 Läkemedelsrester i jord och slam

I Tabell 10 presenteras uppmätta koncentrationer av läkemedel (analyspaket med 24 substanser) i jordprover innan (MEC_{slam} och MEC_{jord}) och efter slamspridning (MEC_{jord} efter 1, 7, 30 och 90 dagar).

Tabell 10. Uppmätta koncentrationer av läkemedel i jordprover (MEC_{jord} ; ng/g TS) i Lanna försöksfält (analyspaket med 24 substanser) innan slamspridning samt 1, 7, 30 och 90 dagar efter slamspridning. Även uppskattad koncentration PEC_{jord-0} vid spridningstillfället. Enhet ng/g TS. Fetmarkerade värden för MEC_{jord} markerar att de är över LOD.

Substance	Innan slamspridning		Jordprover efter slamspridning				
	MEC_{slam} $\neq$	MEC_{jord-0}	MEC_{jord-1}	MEC_{jord-7}	$MEC_{jord-30}$	$MEC_{jord-90}$	PEC_{jord-0}
Amlodipin	220	<6	<6	<6	<6	<6	0,49
Atenolol	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<0,01
Bisoprolol	5-21	<5	<5	<5	<5	<5	0,01-0,05
Citalopram	390	14-48	14-48	<14	14-48	14-48	0,87
Diklofenak	97	<3	<3	<3	<3	<3	0,22
Fluoxetin	120	<3	<3	<3	<3	<3	0,27
Furosemid	43	<1	<1	<1	<1	<1	0,10
Hydroklortiazid	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<0,01
Ibuprofen	9-63	<9	<9	<9	<9	<9	0,02-0,14
Karbamazepin	78	<3	<3	<3	<3	<3	0,17
Ketoprofen	<7	<7	<7	<7	<7	<7	<0,02
Koffein	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<0,02
Metoprolol	80	<2	<2	<2	<2	<2	0,18
Naproxen	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<0,01
Oxazepam	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<0,01
Paracetamol	<18	<18	<18	<18	<18	<18	<0,04
Propranolol	330	<6	<6	<6	<6	<6	0,73
Ramipril	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<0,01
Ranitidin	---	---	---	---	---	---	---
Risperidon	<7	<7	<7	<7	<7	<7	<0,02
Sertralin	2 800	<6	6-23	<6	<6	<6	6,22
Simvastatin	---	---	---	---	---	---	---
Terbutalin	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<0,01
Warfarin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<0,01

--- Ämnet kunde inte utvärderas pga. analyssvårigheter orsakade av för mycket störningar i provet.

Resultaten visar att inblandningen av slam i jorden ledde till så stor utspädning att samtliga läkemedelsrester hamnade under detektionsgränsen, med undantag för sertralin och citalopram. Sertralin detekterades dag 1 efter slamspridning (6–23 ng/g TS), men var vid senare provtagningar under detektionsnivå (<6 ng/g TS). Citalopram detekterades (14–48 ng/g TS) dag 1, 7 och 90, men även innan slamspridning (MEC_{jord0}). Uppskattningarna (PEC_{jord-0}) indikerar att koncentrationerna bör hamna under detektionsgräns, med undantag för sertralin som ligger precis vid detektionsgränsen (6,22 ng/g TS). Utifrån detta kunde ingen slutsats om nedbrytning göras.

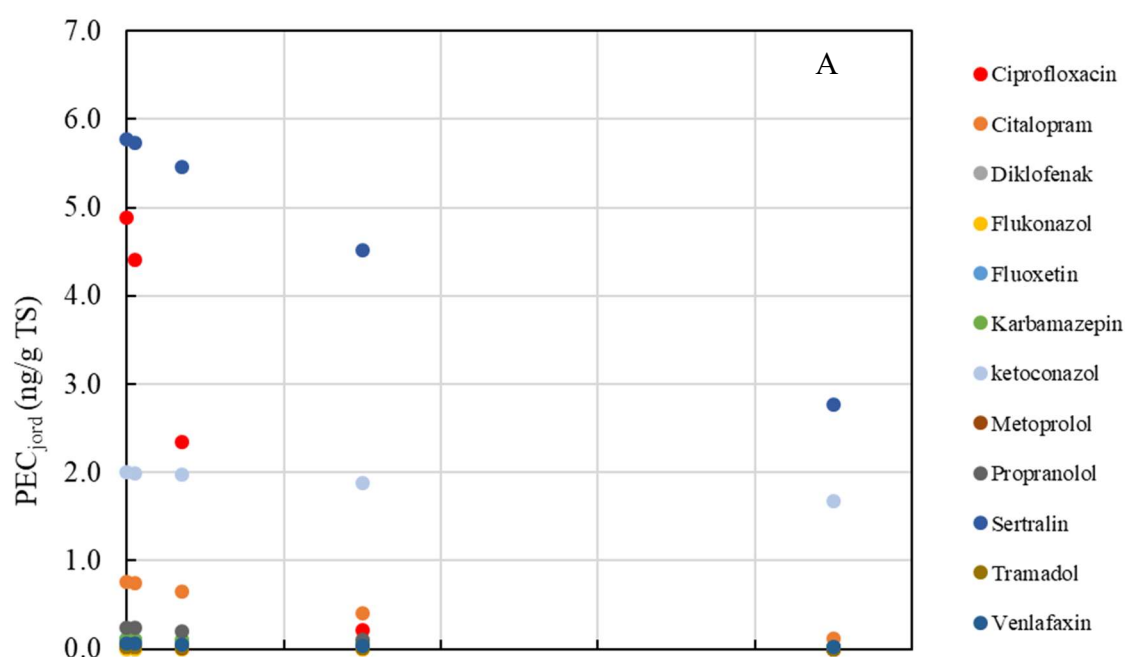
I Bilaga A (Tabell A6) redovisas motsvarande resultat från den omfattande substansanalysen. Högst koncentration i slammet före slamspridning uppmäts för sertralin (2 600 ng/g TS), ciprofloxacin (2 200 ng/g TS) samt ketoconazole (900 ng/g TS). Däremot visar resultaten även här att inblandningen av slam i jorden ledde till en så stor utspädning att alla läkemedelsrester hamnade under detektionsgräns, med ett undantag. Sertralin uppmäts till 9 ng/g TS 90 dagar efter slamspridning (samtliga tidigare prover <5 ng/g TS).

I Figur 13 och Figur 14 visas förväntade koncentrationer (PEC_{jord}) av vissa läkemedelsrester i Lanna beräknade med första ordningens nedbrytningskinetik, resultat både från den omfattande (Figur 13) och den utvalda substansanalysen (Figur 14). Ingen urlakning antas. De ämnen som skulle ha varit detekterbara i jordprover vid inblandning av slam (PEC_{jord-0} alltså dygn 0) i koncentrationer på 2–6 ng/g TS är: ketoconazol, ciprofloxacin, sertralin, samt metoprolol (Figur

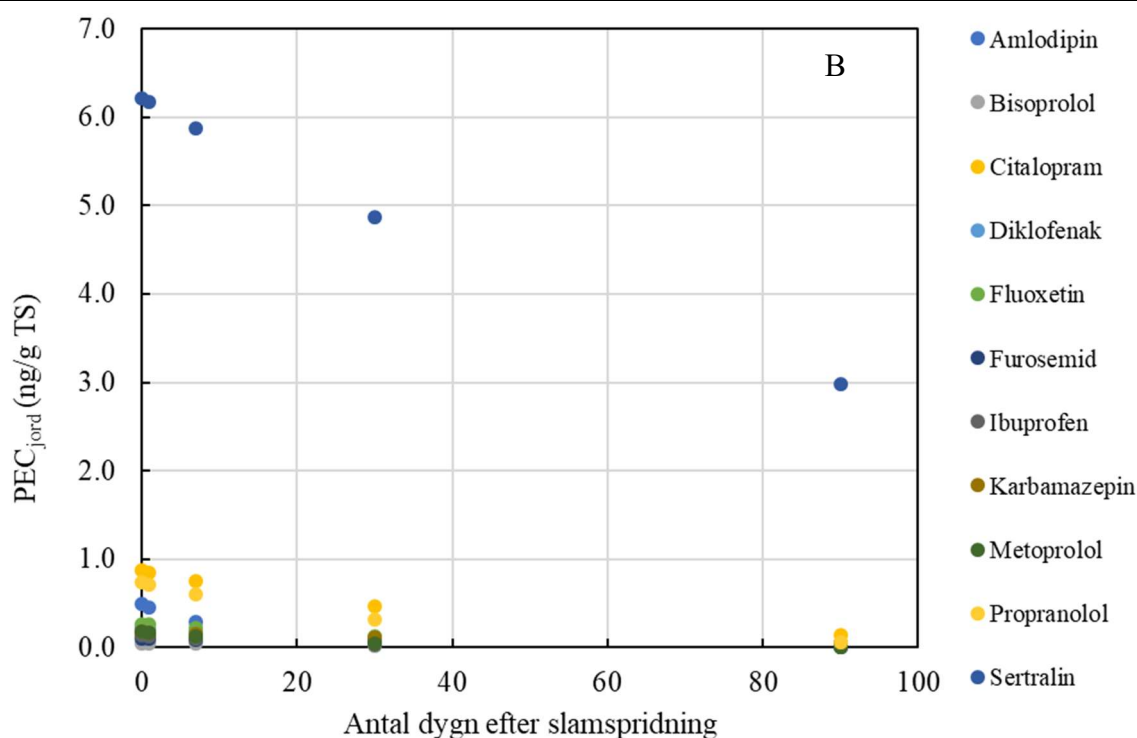
13 och Figur 14). Alla andra substanser som detekterades i slammet förväntas ligga på koncentrationer lägre än 1 ng/g TS.

Enligt första ordningens nedbrytningskinetik skulle ketoconazol och sertralin ha en förväntad koncentration över 1 ng/g även efter 90 dagar. Trots att ciprofloxacin hade en hög initial halt vid slamblandning (PEC_0 nära 5 ng/g TS) bryts den, enligt denna ansats, ned till strax över 2 ng/g efter en vecka och har en förväntad koncentration <1 ng/g efter 90 dagar.

Vidare har endast de översta jordlagren beaktats, så för en mer fullständig bild behöver även läkemedels rörlighet och nedbrytning även i de djupare jordlagren beaktas.



Figur 13. Förväntade koncentrationer (PEC_{jord} ; ng/g TS) av vissa läkemedelsrester i Lanna beräknade med första ordningens nedbrytningskinetik, ingen urlakning antas.



Figur 14. Förväntade koncentrationer (PEC_{jord} ; ng/g TS) av vissa läkemedelsrester i Lanna beräknade med första ordningens nedbrytningskinetik, ingen urlakning antas.

Effektiv nedbrytning av läkemedelsrester i jordbruksmark har tidigare rapporterats av Xu et al. I en studie med jordbruksjord av silt-lera med hög halt (5,4 %) av organiskt material visades att diklofenak var mycket nedbrytbart (nedbrytningskoefficient $K = 0,034 \text{ dag}^{-1}$, $t_{1/2} = 30,91$ dagar) trots att diklofenak är svårnedbrytbart vid biologisk rening av avloppsvatten (Xu et al., 2009). Nedbrytningen av Ibuprofen i jordbruksmark har visat sig vara ytterligare lite snabbare ($t_{1/2} = 1\text{--}6$ dagar, $K = 0,11\text{--}0,77 \text{ dag}^{-1}$).

Grossberger et al. (2014) har även förklarat att läkemedelsresters nedbrytning i jordmånen förmodligen också sker via co-metabolism dvs i samband med nedbrytning av lättillgängligt organiskt material i marken. En snabb nedbrytningsgrad antas ske i det översta jordlagret på grund av hög mikrobiell aktivitet och oxidering. Dessa mekanismer (nedbrytning och oxidering) har visat sig betydande vid öppen lagring av slam där olika läkemedelsrester oxiderades i de översta 35 cm av slamhögen och vid slamkompostering (Jönsson et al., 2020). Bakteriell transformation av läkemedel kan leda till produkter som efterliknar mänskliga metaboliter, men kan också transformera redan utsöndrade metaboliter tillbaka till en mer biologiskt aktiv substans (Kümmerer, 2008; Trautwein et al., 2008). I detta arbete analyserades inte nedbrytningsprodukter eller metaboliter.

4.3 Delstudie 3: Rörlighet av läkemedelsrester i jord

I detta försök studerades rörlighet av läkemedelsrester vid regn och om slamspridning på åkermark kan innebära en miljörisk för omgivande miljö. Studien genomfördes på Lanna försöksfält.

4.3.1 Fysikaliska och kemiska analyser på lakvatten och jord

I Tabell 11 presenteras analysresultat för lakvattenprover, där varken tid eller slamspridningsmängd verkar ha någon direkt inverkan på kort sikt (Tabell 11). Analyserna visar att lakvatten från lerjorden i genomsnitt har ett betydligt lägre COD än sandjorden. I de

korresponderande sand- och lerjordsproverna (som båda tillförts 8 ton/ha slam samt 50 mm regn) uppmättes COD i sandjorden till 197 ± 27 mg/l och i lerjorden till 112 mg/l. Lerjordprovet har också en högre halt totalkväve, samt något högre pH än motsvarande sandjordsprover i testet. Det är känt sedan tidigare att slammet direkt höjer provens initiala pH-värde, varpå pH sjunker med tiden och efter utspädning i jordmånen. Halten totalfosfor är högst i lakvattenprovet från sandjorden med 8 ton/ha slam och 50 mm regnvatten, men har också en hög standardavvikelse på 0,30 mg/l. Det går således inte att hävda att det provet har en signifikant högre halt av totalfosfor än flera av de andra proverna. Provet taget dag 28 visar inte heller här någon ackumulation av fosfor, då halten totalfosfor är relativt låg ($0,10 \pm 0,03$ mg/l).

Tabell 11. Fysikaliska och kemiska analysresultat för lakvattenprover från första insamlingen (under 1–7 respektive 28–35 dagar efter slamspridning).

Jordmån	Sand	Sand	Sand	Sand	Sand	Lera
Gödsling mängd (ton TS/ha)	4	8	16	8	8	8
Period av regntillförsel	Dag 1–3 [‡]	Dag 1–3	Dag 1–3	Dag 1–3	Dag 28–30 ^{‡‡}	Dag 1–3
Regnmängd	50	50	50	100	50	50
pH	7,6	$6,8 \pm 0,1$	$6,7 \pm 0,1$	$6,8 \pm 0,0$	$7,0 \pm 0,2$	7,1
COD (mg/L)	150	200 ± 30	170 ± 20	140 ± 20	180 ± 10	110
Tot-P (mg/L)	0,05	$0,59 \pm 0,30$	$0,26 \pm 0,27$	$0,51 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,03$	$0,12-0,18$
Tot-N (mg/L)	3,4	$3,05 \pm 0,07$	$3,80 \pm 0,85$	$4,25 \pm 0,78$	$3,60 \pm 0,00$	2,5–4,5

[‡] Slamspridning sker dygn 1. Regn tillförd några timmar efter slammet sprids på lysimetrar

^{‡‡} Lysimetrar täcktes från och med slamspridning tills regntillförsel som skedde dygn 28 i denna behandling.

I jorden i lysimetrarna kan man se en skillnad i TS vid slamspridning (dygn 1) och efter lakning (dygn 7) där samtliga prover visade en ökning av TS (Tabell 12). Resultaten visar således att det inte är någon större skillnad i TS mellan sand- och lerjord. Slamspridningsmängderna, 8 ton och 16 ton, visar att det på kort sikt inte påverkar TS mellan de två provtagningspunkterna i avseende på tid.

Tabell 12: Fysikaliska och kemiska analysresultat i jordprover dygn 1 och dygn 7 för 8 respektive 16 ton slam TS/ha slam. Identifieringen av jordmån (sand eller lera) har gjort utifrån sand- och lerinnehållet i respektive jordprov.

	Slam	Ler 8 ton TS/ha		Sand 8 ton TS/ha		Sand 16 ton TS/ha	
	Dygn 1	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 1	Dygn 7
pH	8,4	$7,2 \pm 0,2$	$6,7 \pm 0,2$	$6,7 \pm 0,3$	$6,8 \pm 0,1$	$6,9 \pm 0,3$	$6,6 \pm 0,1$
TS %	14,16	77 ± 0	83 ± 1	78 ± 1	84 ± 1	77 ± 1	84 ± 1
VS %	31	6 ± 0	6 ± 0	6 ± 0	7 ± 0	7 ± 0	6 ± 0
Aska %	69	94 ± 1	93 ± 0	94 ± 0	93 ± 0	93 ± 0	94 ± 0
Djup (cm)		0 – 30		0 – 30	0 – 30	0 – 30	
Ca-AL (mg 100g ⁻¹)		93		257		257	
P-AL (mg 100g ⁻¹)		14,8		3,0		3,0	
Al-AL		88,4		22,5		22,5	
Fe-AL		19,8		41,4		41,4	
K-AL		4,0		10,7		10,7	
pH		6,7		6,3		6,3	
CEC (cmol kg ⁻¹)		19,0		7,3		7,3	
Base saturation (%)		88		61		61	
Clay (%)		45,0		5,6		5,6	
Silt (%)		42,0		7,3		7,3	
Sand (%)		10		81		81	
SOM (%)		2,9		5,4		5,4	

4.3.2 Läkemedelsrester i lakvatten och jord

Vid gödsling av lysimetrar tillsattes (spikades) läkemedelsrester i mängder mellan 340 ng och 31 250 ng för en slamgiva på 4 ton TS/ha (Tabell 13). Utifrån denna mängd läkemedelsrester och ett inblandningsdjup på 25 cm beräknades PEC_{jord} (precis efter inblandning) vara mellan 0,017 och 1,6 ng/g beroende på substans. För slamgiva på 8 och 16 ton/ha blir då PEC_{jord} dubbelt respektive tre gånger så stor. Efter bevattning av lysimetrarna med lerjord detekterades endast fyra läkemedelsrester (metoprolol, amlodipin, sertralin och citalopram) i jorden varav endast sertralin och citalopram kunde kvantifieras, båda till 6 ng/g (Tabell 13). Citalopram och sertralin påvisar en påtagligt högre MEC_{slam} initialt i slammet, 1 100 ng/g respektive 890 ng/g (Tabell 13). Inga läkemedelsrester kunde detekteras i sandjorden efter bevattningen.

Tabell 13: Mängd läkemedel (ng) som tillförts respektive lysimeter, uppmätta läkemedelskoncentrationer (ng/g TS) i slam (MEC_{slam}) och jordprover (MEC_{sand} och MEC_{lera}). Provtagningen av jorden gjordes dygn 7 efter slamspridning på de fält som bevattnats med motsvarande 50 mm regn inom 1–3 dygn efter slamspridning. Fetmarkerade värden för $MEC_{lera/sand}$ markerar att de är över LOD.

Substans	MEC_{slam} (ng/g)	Läkemedelsrester tillfördes till lysimetrarna (ng)			MEC_{lera} (ng/g)	MEC_{sand} (ng/g)	MEC_{sand} (ng/g)
Slamgiva (ton TS/ha)		4	8	16	8	8	16
Amlodipin	530	15 052	30 104	60 208	2-5	<2	<2
Atenolol	<15				<15	<15	<15
Bisoprolol	12	341	682	1 363	<3	<3	<3
Koffein	17	483	966	1 931	<1	<1	<1
Karbamazepin	74	2 102	4 203	8 406	<1	<1	<1
Citalopram	1 100	31 240	62 480	124 960	6	<2	<2
Diklofenak	60	1 704	3 408	6 816	<9	<9	<9
Fluoxetin	120	3 408	6 816	13 632	<3	<3	<3
Furosemid	<24				<7	<7	<7
Hydroklorotiazid	<22				<22	<22	<22
Ibuprofen	150	4 260	8 520	17 040	<6	<6	<6
Ketoprofen	<9				<9	<9	<9
Metoprolol	87	2 471	4 942	9 883	1-3	<1	<1
Naproxen	<6				<6	<6	<6
Oxazepam	5–15	142–426	284–852	564–1704	<5	<5	<5
Paracetamol	<4				<4	<4	<4
Propranolol	210	5 964	11 928	23 856	<3	<3	<3
Ramipril	<1				<1	<1	<1
Ranitidin	---				---	---	---
Risperidon	<1				<1	<1	<1
Sertralin	890	25 276	50 552	101 104	6	<2	<2
Simvastatin	---				---	---	---
Terbutalin	<2				<2	<2	<2
Warfarin	<1				<1	<1	<1

--- Ämnet kunde inte utvärderas pga analysvärigheter orsakade av för mycket störningar i provet.

I lerjorden, 180 dagar efter gödsling, detekterades endast paracetamol i lakvatten (Tabell 15). Leran i lysimetrarna har högre CEC (förmåga att hålla katjoner), ler- och mineralinnehåll, jämfört med sanden. Detta har sannolikt skapat bättre förutsättningar för adsorption av läkemedelsrester i jorden och därför kunde de inte hittas i lakvatten från leran. Olika mekanismer, som ytkomplexbildning (Ji et al., 2016), vätebindning (Martínez-Hernández et al., 2014), katjonbryggning (Schaffer et al., 2012b) och jonbyte (Al-Khazrajy et al., 2018; Schaffer et al., 2012) skulle ha kunnat driva hur läkemedelsrester beter sig i jorden och ha påverkat deras öde i lakvatten. Lachassagne et al. (2015a) har rapporterat, med jordkolonnförsök, att ibuprofen och diklofenak detekterats i lakvattnet från jord som modifierats med avloppsslam, samt att salicylsyra och paracetamol endast detekterats i lakvattnet från jord som mottagit slam av sjukhusavlopp. Shao et al. (2018) visade att diklofenak och karbamazepin uppvisade låg rörlighet i jordar med höga halter organiskt material.

I lakvattnet från lysimetrarna med lerjord, 7 dagar efter slamspridning, återfanns endast karbamazepin och diklofenak över detektionsnivå (Tabell 14). I själva lerjorden kunde dessa dock inte detekteras (Tabell 13). Innan lerlysimetrarna användes i detta experiment förvarades de torrt. Lera krymper när den torkar och det är troligt att det uppstår sprickor i jorden under torra förhållanden, vilket innebär att de läkemedel som tvättades ur slammet omedelbart kunde ha passerat genom lerans sprickor och dykt upp i det ursprungliga lakvattnet. Generellt observerades att den totala vattenvolymen som samlades in från lerlysimetrarna var större än den från sandlysimetrarna, vilket pekar på oönskat läckage genom sprickor.

Karbamazepin och diklofenak kunde inte detekteras i lakvattnet som insamlades från lerlysimetrarna 180 dagar efter slamspridningen (Tabell 15). I stället läckte paracetamol och resulterade i $MEC_{lakvatten}$ av 7–61 ng/l. Detta kan antingen bero på att ämnena, förutom paracetamol, bröts ned biologiskt eller adsorberades till lerpartiklarna. Detta kunde dock inte bekräftas inom studiens ramar. En studie av Kodešová et al. (2015) styrker dock en högre adsorption av läkemedelsrester i lerjord i jämförelse med sandjord.

Av de tre substanser (diklofenak, karbamazepin och paracetamol) som kunde detekteras i lakvatten från lysimetrarna med lerjord hade alla en riskkvot under 0,1 som tolkas som låg miljörisk. Den potentiellt högsta kvoten var för diklofenak och var $RQ_{vatten} = 0,02$ (0,006–0,02; Tabell 14).

Tabell 14. Uppmätta koncentrationer av läkemedelsrester i lakvatten ($MEC_{lakvatten}$ ng/liter) som passerade sand- och ler lysimetrar inom 7 och 35 dagar efter slamspridning. Fetmarkerade värden markerar att koncentrationerna är över LOD.

Jordmån	Lera		Sand									
Gödsling (ton TS/ha)	8	8	4	8	16	8	8					
Period av bevattning/regnsimulering (dygn)	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	1 – 3	28 – 30	
Regnmängd (mm)	50	50	50	50	50	50	50	100	100	50	50	
Uppsamling av lakvatten (dygn)	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	1 – 7	28 – 35	28 – 35	
Amlodipin	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Atenolol	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Bisoprolol	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Koffein	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Karbamazepin	<9	9-29	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9	<9
Citalopram	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Diklofenak	<4	4-14	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Fluoxetin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Furosemid	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13	<13
Hydroklorotiazid	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23	<23
Ibuprofen	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8	<8
Ketoprofen	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24	<24
Metoprolol	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Naproxen	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Oxazepam	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20
Paracetamol	<27	<27	<27	<27	<27	<27	27-91	<27	720	<27	<27	<27
Propranolol	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Ramipril	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Ranitidin	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25
Risperidon	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Sertralin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Simvastatin	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Terbutalin	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25	<25
Warfarin	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
RQ _{Karbamazepin}	0,004-0,015											
RQ _{Diklofenak}	0,006-0,02											
RQ _{Paracetamol}									0,0019-0,006	0,05		

--- Ämnet kunde inte utvärderas pga analysvärigheter orsakade av för mycket störningar i provet.

Tabell 15. Uppmätta koncentrationer av läkemedelsrester i lakvatten ($MEC_{lakvatten}$, ng/liter) som passerade sand- och lerlysimetrar 180 dagar efter slamspridning. Fetmarkerade värden markerar att koncentrationerna är över LOD.

Jordmån	Lera		Sand							
Gödslingmängd (ton TS/ha)	8		4	4*	8	16		8		8
Period av bevattning /regnsimulering (dygn) {regn}	1–3 {50 mm}		1 - 3 {50 mm}	1 - 3 {50 mm}	1 - 3 {50 mm}	1 - 3 {50 mm}		1 - 3 {100 mm}		28 – 30 {50 mm}
Period av naturligt regn (dygn)	150–180		150–180	150–180	150–180	150–180		150–180		150–180
Atenolol	<1,5	<1,5	<1,5	-	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Carbamazepine	<5,5	<5,5	<5,5	-	5,5-18	<5,5	<5,5	<5,5	<5,5	<5,5
Ciprofloxacin	<12	<12	<12	-	<12	<12	<12	<12	<12	<12
Citalopram	<9	<9	68	-	9-30	<9	<9	<9	<9	<9
Clarithromycin	<7	<7	<7	-	<7	<7	<7	<7	<7	<7
Diclofenak	<4	<4	370	-	120	61	14	18	18	<4
Erythromycin	<7	<7	<7	-	<7	<7	<7	<7	<7	<7
Fluconazole	<3	<3	<3	-	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Furosemid	---	---	---	-	---	---	---	---	---	---
Ibuprofen	<21	<21	<21	-	<21	<21	<21	21-69	<21	<21
Ketoconazole	---	---	---	-	---	---	---	---	---	---
Losartan	<5	<5	<5	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Methotrexat	<5	<5	<5	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Metoprolol	<4	<4	22	-	<4	<4	<4	<4	<4	<4
Naproxen	<5	<5	<5	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Oxazepam	<8	<8	<8	-	<8	<8	<8	<8	<8	<8
Paracetamol	7-24	61	7-24	-	48	58	7-24	55	130	72
Propranolol	<3	<3	<3	-	<3	<3	<3	<3	<3	<3
Sertralin	<13	<13	<13	-	<13	<13	<13	<13	<13	<13
Sulfammethoxazole	<15	<15	<15	-	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Tramadol	---	---	---	-	---	---	---	---	---	---
Trimethoprim	<7	<7	<7	-	<7	<7	<7	<7	<7	<7
Venlafaxine	<5	<5	<5	-	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zolpidem	<1	<1	<1	-	<1	<1	<1	<1	<1	<1
RQ _{Citalopram}			0,009		0,001–0,004					
RQ _{Diclofenak}			0,6		0,2	0,1	0,02	0,03	0,03	
RQ _{Ibuprofen}								0,004–0,014		
RQ _{Karbamazepin}					0,003–0,009					
RQ _{Metoprolol}			0,026							
RQ _{Paracetamol}	0,0005–0,002	0,004	0,0005–0,002		0,003	0,004	0,0005–0,002	0,004	0,009	0,0005–0,002
									0,005	0,026

--- Ämnet kunde inte utvärderas pga analys svårigheter orsakade av för mycket störningar i provet.

*Denna lysimeter hade inget lakvatten i provkärlet.

I lakvattnet från lysimetrarna med sandjord, 7 dagar efter slamspridning, återfanns endast paracetamol över detektionsnivå (Tabell 14). En detekterbar, men ej kvantifierbar, halt på 27–91 ng/l uppmättes i lakvatten från sandlysimetern som hade gödslades med 16 ton/ha och bevattnats med motsvarande 50 mm regn. Samma substans kunde kvantifieras till 720 ng/l i lakvattnet från lysimetern gödslad med 8 ton/ha och 100 mm regn. Sandlysimetrarna som fick den första regnsimuleringen vid 28–30 dagar efter slamgödsling visade inte någon omedelbar urlakning av något ämne, alla ämnen var under LOD i vattnet som läckte ut inom en vecka efter regnet. I jordkolonnförsök rapporterade Lachassagne et al. (2015b) att ibuprofen och diklofenak fanns i lakvattnet från jord med avloppsslam och salicylsyra och paracetamol endast i lakvattnet från jord som mottagit slam av sjukhusavlopps. Shao et al. (2018) och Chefetz et al. (2008b) visade att diklofenak och karbamazepin har låg rörlighet i jordar med höga halter organiskt material. Trots den höga koncentrationen av paracetamol på 720 ng/l är miljörisken låg ($RQ_{\text{vatten}} = 0,05$).

Vattnet som läckte ut från sandlysimetrarna 180 dagar senare visade signifikant ökning av koncentrationer av flera substanser: karbamazepin, citalopram, diklofenak, ibuprofen, metoprolol och paracetamol (Tabell 15). Diklofenak har varierande $MEC_{\text{lakvatten}}$ på 14–370 ng/l och paracetamol visade ett $MEC_{\text{lakvatten}}$ på 7–370 ng/l. Vattnet som läckte från lysimetrarna under den första veckan efter slamtillförsel och regnsimulering är sannolikt kapillärvatten, gammalt vatten som lagrats i markens porer, och som lyserades efter bevattningen dag 1–3. Detta kan förklara den låga förekomsten av läkemedelsrester i det första vattnet jämfört med det vatten som samlades in 6 månader senare. Vi mätte inte den hydrauliska retentionstiden i jorden och kan inte bekräfta hur lång tid tar vattnet för att perkulera lysimetern. Läkemedelsresters vattenlöslighet påverkar deras förmåga att röra sig i marken, där läkemedel som har lågt löslighetsindex i vatten endast rör sig marginellt i jorden. Läkemedlens rörlighet i jord styrs också av sorptions- och desorptionsprocesser Chefetz et al. (2008a). Vattenlöslighet av karbamazepin, citalopram, diklofenak och ibuprofen varierar mellan 1 – 21 mg/l och är låg jämfört med och 3×10^4 – $4,8 \times 10^4$ för metoprolol och paracetamol (Tabell A2).

Koncentrationen av diklofenak i lakvattnet korrelerade inte positivt med storleken på slamgivan (tabell 15). En lägre koncentration ($MEC_{\text{lakvatten}}$) observerades för högre slamgiva (16 ton/ha) jämfört med $MEC_{\text{lakvatten}}$ som observerades för 4 ton/ha slamgiva. Detta kan bero på att det sker en högre adsorption vid högre organiskt innehåll, i samband med den högre slamgivan. Enligt Chefetz et al. (2008a) har diklofenak låg rörlighet i jordar med högt organiskt innehåll. Tidsförloppet mellan slamtillförsel och första regnet efter gödsling verkar ha framträdande effekter på urlakningen av läkemedelsrester i sandlysimetern. Det vill säga, de sandlysimetrar som utsattes för det första regnet 1–3 dagar efter slamtillförseln uppvisade mer läckage av läkemedelsrester på lång sikt (efter 180 dagar) jämfört med sandlysimetern som vattnades först 28 dagar efter slamspridning. Denna lysimeter visade inte tecken på läckage vare sig inom 7 dagar eller fem månader efter första bevattningen, med undantag för paracetamol (Tabell 14 och 18). Några studier har visat att jordar med olika sand-, ler- och mullhalter beter sig olika vad gäller retention och nedbrytning av läkemedelsrester i marken (Arye et al., 2011; Dalkmann et al., 2014; Li et al., 2011).

Det var överraskande att det, efter 180 dagar, fanns paracetamol i lakvattnet från alla sandlysimetrar då paracetamol varken detekterats i slammet eller i den slamgödslade sanden. En möjlig förklaring är att paracetamol i slammet fortfarande befinner sig i sitt metaboliska tillstånd som paracetamol-glukoronid (som inte analyserades) och sedan avglukoronideras av bakterier i jorden tillbaka till paracetamol som senare läckte ut i vattenprovet som vi kunnat detektera. Paracetamol är vattenlösligt (Tabell A2) och vid höga regnintensiteter till exempel

50–100 mm är det troligt att även små mängder paracetamol skulle kunna sköljas bort från marken och hamna i lakvattnet (Tabell 15). Det bör även påpekas att osäkerheten i analysmetoden av paracetamol i jord och slam är stor. Detta på grund av ”smuts” i provet vilket bidrar till en svår vattenmatris att analysera vilket i sin tur stör extraktionen/detektion av ämnet i fokus. För paracetamol såg man, vid analys av kontroll, att endast 20–30 % tillsatt mängd standard kunde kvantifieras i med analysmetoden, vilken är extremt lite. Detta innebär att eventuella låga koncentrationer av detta ämne i marken inte kommer att upptäckas med metoden.

Av alla detekterade substanser var diklofenak den med störst riskkvot på $RQ_{\text{vatten}} = 0,6$ vilket tolkas som medelhög miljörisk. Detta var utifrån koncentration på 370 ng/l i lakvatten ut från sandlysimetern efter 180 dygn efter gödsling med 4 ton TS/ha och år. Diklofenak kunde kvantifieras i flera av lakvattnen ut från sandlysimetrar efter 180 dygn (Tabell 15). Övriga detekterade ämnen (citalopram, ibuprofen, karmamazepin, meteprolol och paracetamol) hade alla riskkvot under 0,1 vilket tolkas som låg risk.

5 Slutsatser

Projektets övergripande syfte var att undersöka om långvarig spridning av kommunalt avloppsslam orsakar förhöjda halter av läkemedelsrester i odlingsjordar i Sverige och om slamgödslingen innebär risker genom spridning av läkemedelsrester till omgivande miljö.

De specifika mål som undersöktes i tre delstudier var:

- 1) förekomst och ackumulering av läkemedelsrester i åkermark efter långvarig slamspridning
- 2) nedbrytning av läkemedelsrester kort efter slamspridning
- 3) rörligheten av läkemedelsrester i slamgödslad åkermark vid regn och miljörisker för omgivande vatten.

Ursprungligen var planen att undersöka korrelationen mellan läkemedel och metaller, men eftersom läkemedelsresterna var under detektionsnivån i de flesta fall var denna analys inte möjlig. Resultaten visar på stora utmaningar med analysmetoderna då detektionsgränserna många gånger är mycket högre än de koncentrationer som förväntas finnas i jorden, vilket gör det svårt att dra slutsatser om förekomst, ackumulering, nedbrytning och risker. Detta beror på att läkemedelsresterna i slammet späds ut till låga halter efter inblandning i jord och att nedbrytning sannolikt sker över tid. Det är också så att slam huvudsakligen innehåller hydrofoba läkemedelsrester (de vattenlösliga har stannat i avloppsvatten och vidare till recipient) och därför bör läckage orsakat av regn vara begränsad (beroende av jordtyp, regnmängd och slamgiva).

Delstudie 1

Delstudie 1 genomfördes vid samtliga försöksfält (Lanna, Igelösa och Ultuna). Endast ett fåtal läkemedelsrester kunde detekteras i jordarna och endast enstaka substanser kunde kvantifieras. Detta trots långvarig spridning över många år och med givor upp till fem gånger högre än medelgivor för svenska förhållanden. Spårkoncentrationer på 1–48 ng/g TS för citalopram, oxazepam, propranolol, sertralin och venlafaxin uppmättes på Lannafältet två år efter senaste slamspridningen. På Ultunafältet detekterades citalopram, oxazepam, propranolol, sertralin och venlafaxin i koncentrationer på 1–19 ng/g TS ett år efter senaste slamspridningen. För dessa substanser låg uppmätt halt mellan detektionsgräns och kvantifieringsgräns ($LOQ > MEC_{jord} > LOD$). På Igelösafältet som slamgödslets med 1 ton TS/ha och år detekterades triklokarban (160 ng/g TS), medan citalopram (4 ng/g TS) och sertralin (1–3 ng/g TS) detekterades på Igelösafältet som fått slamgivan 3 ton TS/ha och år; detta tre år efter senaste slamspridningen. Låga halter av flertalet läkemedelssubstanser var förväntade utifrån beräkningar med läkemedelskoncentrationer i slam, storlek och antal givor sedan start för slamspridning för respektive fält, samt utspädning vid spridning (förväntad koncentration benämns som PEC; *predicted environmental concentration*). Problemet när de flesta substanser hamnar under detektionsgränsen är att det varken går att utesluta eller bekräfta om ett ämne ackumuleras över tid. För detta behövs lägre detektionsnivåer.

För att göra en bedömning av sannolikheten av ackumulering av läkemedelsrester jämfördes den uppmätta koncentrationen av respektive läkemedelssubstans (MEC ; *measured environmental concentration*) med dess förväntade halt (PEC) och detektionsgräns (LOD ; *limit of detection*). Uträkningen av PEC gjordes både med och utan antagen biologisk nedbrytning. I de fallen $LOD \leq PEC \leq MEC$ eller $PEC \leq LOD \leq MEC$ kan man med stor säkerhet anta att ackumulering skett. Med denna ansats har endast fem substanser ackumulerats (med eller utan eventuell nedbrytning): citalopram (alla fält utom för Igelösa med 1 ton/ha/år), sertralin (alla fält utom för Igelösa med 1 ton/ha/år), oxazepam (Lanna och Ultuna fält), propranolol (Lanna

och Ultuna fält) och venlafaxin (Lanna och Ultuna fält). Eftersom $MEC < LOD$ och $PEC < LOD$ för majoriteten av övriga läkemedelsrester kan ackumulering varken uteslutas eller bekräftas. Med samma ansats så kunde det inte påvisas någon ackumulering på Igelösafältet som fått den mindre slamgivan (1 ton TS/ha/år).

Delstudie 2 och 3 genomfördes endast vid Lanna försöksfält av ekonomiska och praktiska skäl.

Delstudie 2

För att undersöka eventuell nedbrytning av läkemedelsrester i åkermark togs prover från slamgödslad åkermark innan slamgödsling, samt 1, 7, 30 och 90 dagar efter. Jordproverna, samt slamprover, analyserades i denna studie för 24 läkemedelssubstanser. Resultaten visar att inblandningen av slam i jorden ledde till så stor utspädning att samtliga läkemedelsrester hamnade under detektionsgränsen, med undantag för sertralin och citalopram. Sertralin detekterades dag 1 efter slamspridning samt efter 90 dagar (9 ng/g TS). Efter både 7 och 30 dagar var koncentrationen under detektionsnivå (< 6 ng/g TS). Citalopram detekterades dag 1, 7 och 90 efter slamspridning, men även innan slamspridning. Att citalopram detekterades i jorden både före och efter slamspridning kan tyda på ackumulering och gör slutsatser kring nedbrytning svåra.

De substanser som enligt teoretiska beräkningar (PEC_{jord}) skulle varit detekterbara i koncentrationer 2–6 ng/g TS är ketoconazol, ciprofloxacin, sertralin, samt metoprolol. Alla andra substanser som detekterades i slammet förväntas ligga på koncentrationer lägre än 1 ng/g TS. Baserat på nedbrytningskonstanter från tidigare försök visade $PEC_{biodegradation}$ att ketoconazol och sertralin kan brytas ner i jorden, men har en förväntad koncentration över 1 ng/g även efter 90 dagar. Trots att ciprofloxacin har hög initial halt vid slamblandning (PEC_0 nära 5 ng/g TS) bryts den ned till strax över 2 ng/g efter en vecka och har en förväntad koncentration < 1 ng/g efter 90 dagar.

Delstudie 3

Läkemedelsresternas rörlighet i jorden undersöktes genom att använda lysimetrar med två olika jordmån (sand och lera). Dessa gödslades med slam (4, 8 respektive 16 ton TS/ha) och vattnades för att simulera regn. Även naturligt regn tilläts infiltrera i lysimetrarna under den 6:e och sista månaden av experimentet. Generellt visar resultaten på låg rörlighet av läkemedelsrester i jordarna där 6 av 24 läkemedelsrester kunde detekteras i lakvattnet vid 7 dygn och/eller 6 månader efter slamgödsling. Förekomst av regn på slamgödslad åkermark verkar leda till möjlig rörlighet av karbamazepin, citalopram, diklofenak, ibuprofen, metoprolol och paracetamol från slam till markvattnet i olika halter. Rörligheten av paracetamol och diklofenak var högre i sand än i lera sex månader efter slamgödsling, vilket skulle kunna bero på högre adsorption och nedbrytning i lera än i sanden. Ingen generell korrelation mellan gödslingsmängd och läkemedelsrester sågs.

Sex månader efter slamspridning återfanns både diklofenak och paracetamol i lakvatten från sand i relativt höga koncentrationer, 14–370 respektive 48–58-ng/l (med 4–16 ton TS/ha och 50 mm regn). Diklofenak visade RQ_{vatten} på 0,03–0,6 som bedöms som medelhög risk för negativ påverkan på sötvattensmiljön. Övriga läkemedelsrester hade ett $RQ_{vatten} \leq 0,03$ (låg risk). Utifrån dessa resultat föreligger viss risk för negativ miljöpåverkan från urlakning av diklofenak från slamgödslade jordar till närliggande vatten.

En kort tidsperiod mellan slamtillförsel och regn (1–3 dagar) orsakade tydlig rörlighet/urlakning av läkemedelsrester från sand- och lerlysimetrar, medan längre tidsintervall mellan slamgödsling och regn (1 månad) inte ledde till urlakning, med undantag för paracetamol som i stället visade på större urlakning efter en månad. Det detekterades även fler substanser i lakvattnet 6 månader efter slamspridning än efter 7 dagar. Ett större regnfall direkt (dagar) efter slamgödsling kan leda till en större direkt urlakning än om regn kommer först senare (en månad), men en urlakning kan alltså ske under lång tid (månader) efter slamgödsling.

Sammanfattningsvis kan sägas att:

- Majoriteten av de analyserade läkemedelsresterna var under detektionsnivå, trots höga slamgivor.
- Ackumulering för majoriteten av de analyserade läkemedelsresterna kunde därför varken uteslutas eller bekräftas enligt studiens teoretiska ansats.
- Endast fem läkemedelsrester (citalopram, sertralin, oxazepam, propranolol och venlafaxin) ackumulerades enligt studiens ansats, trots höga slamgivor.
- Ingen slutsats om läkemedelsresternas nedbrytning i jord kunde göras.
- Urlakning av vissa läkemedelsrester från slamgödslade jordar påvisades och kan medföra en viss risk för närliggande vatten.
- Storleken på slamgiva påverkade inte urlakningen av läkemedelsrester.
- Arbetet försvårades av förändringar av utbudet av läkemedelsrester som kunde analyseras av laboratoriet, samt varierande detektionsnivåer.
- Lägre detektionsnivåer krävs för säkrare slutsatser.

6 Referenser

- Agrafioti, E., Kalderis, D., Diamadopoulos, E. 2014. Ca and Fe modified biochars as adsorbents of arsenic and chromium in aqueous solutions. *J Environ Manage*, **146**, 444-50.
- Al-Khazrajy, O.S.A., Bergström, E., Boxall, A.B.A. 2018. Factors affecting the dissipation of pharmaceuticals in freshwater sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **37**(3), 829-838.
- Al-Rajab, A.J., Sabourin, L., Lapen, D.R., Topp, E. 2015. Dissipation of triclosan, triclocarban, carbamazepine and naproxen in agricultural soil following surface or sub-surface application of dewatered municipal biosolids. *Science of The Total Environment*, **512-513**, 480-488.
- Andersson, A., Nilsson, K. 1975. Influence on the levels of heavy metals in soil and plant from sewage sludge as fertilizer (In Swedish: Effekter på tungmetallhalterna i mark och växt vid tillförsel av rötslam som växtnäringsskälla och jordförbättringsmedel) *Rapporter från Avdelningen för växtnäringsslära Nr 96, Lantbrukshögskolan, Uppsala. ISBN 91-7088-373-4.*
- Arye, G., Dror, I., Berkowitz, B. 2011. Fate and transport of carbamazepine in soil aquifer treatment (SAT) infiltration basin soils. *Chemosphere*, **82**(2), 244-252.
- Bondarczuk, K., Markowicz, A., Piotrowska-Seget, Z. 2016. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. *Environment International*, **87**, 49-55.
- Börjesson, G., Kirchmann, H., Kätterer, T. 2014. Four Swedish long-term field experiments with sewage sludge reveal a limited effect on soil microbes and on metal uptake by crops. *Journal of Soils and Sediments*, **14**(1), 164-177.
- Camotti Bastos, M., Soubrand, M., Le Guet, T., Le Floch, É., Joussein, E., Baudu, M., Casellas, M. 2020. Occurrence, fate and environmental risk assessment of pharmaceutical compounds in soils amended with organic wastes. *Geoderma*, **375**, 114498.
- Carter, L.J., Harris, E., Williams, M., Ryan, J.J., Kookana, R.S., Boxall, A.B.A. 2014. Fate and Uptake of Pharmaceuticals in Soil-Plant Systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **62**(4), 816-825.
- Chefetz, B., Mualem, T., Ben-Ari, J. 2008a. Sorption and mobility of pharmaceutical compounds in soil irrigated with reclaimed wastewater. *Chemosphere*, **73**(8), 1335-43.
- Chefetz, B., Mualem, T., Ben-Ari, J. 2008b. Sorption and mobility of pharmaceutical compounds in soil irrigated with reclaimed wastewater. *Chemosphere*, **73**(8), 1335-1343.
- Chemspider. 2020. ChemSpider - Search and share chemistry.
- Dalahmeh, S.S., Thorsén, G., Jönsson, H. 2022a. Open-air storage with and without composting as post-treatment methods to degrade pharmaceutical residues in anaerobically digested and dewatered sewage sludge. *Science of the Total Environment*, **806**.
- Dalahmeh, S.S., Thorsén, G., Jönsson, H. 2022b. Open-air storage with and without composting as post-treatment methods to degrade pharmaceutical residues in anaerobically digested and dewatered sewage sludge. *Science of The Total Environment*, **806**, 151271.

- Dalkmann, P., Siebe, C., Amelung, W., Schloter, M., Siemens, J. 2014. Does Long-Term Irrigation with Untreated Wastewater Accelerate the Dissipation of Pharmaceuticals in Soil? *Environmental Science & Technology*, **48**(9), 4963-4970.
- European Commission. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment, Part II. EUR 20418 EN/2. , Joint Research Centre. European Commission.
- García-Valcárcel, A.I., Tadeo, J.L. 2012. Influence of moisture on the availability and persistence of clotrimazole and fluconazole in sludge-amended soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **31**(3), 501-507.
- Gottschall, N., Topp, E., Metcalfe, C., Edwards, M., Payne, M., Kleywegt, S., Russell, P., Lapen, D. 2012. Pharmaceutical and personal care products in groundwater, subsurface drainage, soil, and wheat grain, following a high single application of municipal biosolids to a field. *Chemosphere*, **87**(2), 194-203.
- Grossberger, A., Hadar, Y., Borch, T., Chefetz, B. 2014. Biodegradability of pharmaceutical compounds in agricultural soils irrigated with treated wastewater. *Environmental pollution*, **185**, 168-177.
- Hörsing, M., Eriksson, E., Gissén, C., la Cour Jansen, J., Ledin, A. 2014. Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödsland med kommunalt avloppsslam: Rapport Nr. 2014-12.
- Hushållningssällskapet. 2021. SLAMTILLFÖRSEL PÅ ÅKERMARK. Hushållningssällskapet.
- Hushållningssällskapet. 2022. Slamförsök-Statistics, Hushållningssällskapet. <https://slamforsokenskane.se/statistics>.
- Ji, K., Han, E.J., Back, S., Park, J., Ryu, J., Choi, K. 2016. Prioritizing human pharmaceuticals for ecological risks in the freshwater environment of Korea. *Environmental toxicology and chemistry*, **35**(4), 1028-1036.
- Jönsson, H., Dalahmeh, S., Thorsén, G. 2020. Läkemedel och hormoner i avloppsslam under lagring, kompostering och ammoniakbehandling.
- Kärman, A., Fredriksson, F., Särnholm, E. 2024. Slamspridning på åkermark–PFAS i slam, jord, gröda och mask. Svenskt Vatten.
- Kim, S., Chen, J., Cheng, T., Gindulyte, A., He, J., He, S., Li, Q., Shoemaker, B.A., Thiessen, P.A., Yu, B., Zaslavsky, L., Zhang, J., & Bolton, E.E. 2023. PubChem 2023 update. *Nucleic Acids Res. MLA*, Vol. 51(D1):D1373–D1380.
- Kodešová, R., Grabic, R., Kočárek, M., Klement, A., Golovko, O., Fér, M., Nikodem, A., Jakšík, O. 2015. Pharmaceuticals' sorptions relative to properties of thirteen different soils. *Science of The Total Environment*, **511**, 435-443.
- Kodešová, R., Kočárek, M., Klement, A., Golovko, O., Koba, O., Fer, M., Nikodem, A., Vondráčková, L., Jakšík, O., Grabic, R. 2016. An analysis of the dissipation of pharmaceuticals under thirteen different soil conditions. *Science of the Total Environment*, **544**, 369-381.
- Kümmerer, K. 2008. Pharmaceuticals in the environment—a brief summary. in: *Pharmaceuticals in the environment: Sources, fate, effects and risks*, Springer, pp. 3-21.
- Lachassagne, D., Soubrand, M., Casellas, M., Gonzalez-Ospina, A., Dagot, C. 2015a. Impact of sludge stabilization processes and sludge origin (urban or hospital) on the mobility of pharmaceutical compounds following sludge landspreading in laboratory soil-column experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**(21), 17135-17150.
- Lachassagne, D., Soubrand, M., Casellas, M., Gonzalez-Ospina, A., Dagot, C. 2015b. Impact of sludge stabilization processes and sludge origin (urban or hospital) on the mobility of pharmaceutical compounds following sludge landspreading in laboratory soil-

- column experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**, 17135-17150.
- Lao, W., Gan, J. 2012. Enantioselective degradation of warfarin in soils. *Chirality*, **24**(1), 54-59.
- Li, H., Sumarah, M.W., Topp, E. 2013. Persistence and dissipation pathways of the antidepressant sertraline in agricultural soils. *Science of The Total Environment*, **452-453**, 296-301.
- Magnér, J., Rosenqvist, L., Rahmberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund, L., Fång, J., Brorström-Lundén, E. 2016a. Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge. IVL B2264.
- Magnér, J., Rosenqvist, L., Rahmberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund, L., Fång, J., Brorström-Lundén, E. 2016b. Fate of pharmaceutical residues - in sewage treatment and on farmland fertilized with sludge. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Martínez-Hernández, V., Meffe, R., Herrera, S., Arranz, E., de Bustamante, I. 2014. Sorption/desorption of non-hydrophobic and ionisable pharmaceutical and personal care products from reclaimed water onto/from a natural sediment. *Science of the Total Environment*, **472**, 273-281.
- Mejías, C., Martín, J., Santos, J.L., Aparicio, I., Alonso, E. 2021. Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, **30**, e00125.
- Menacherry, S.P.M., Kodešová, R., Švecová, H., Klement, A., Fér, M., Nikodem, A., Grabic, R. 2023. Selective accumulation of pharmaceutical residues from 6 different soils by plants: a comparative study on onion, radish, and spinach. *Environmental Science and Pollution Research*, **30**(18), 54160-54176.
- Murad, H. 2018. Membranbioreaktorer och deras förmåga att avlägsna prioriterade mikroföroreningar. in: *UPTEC W*, Vol. Independent thesis Advanced level (professional degree), pp. 58.
- NVV. 2025. Avloppsslam på jordbruksmark, användning, innehåll och spridningsplatser, Vol. 2025, NVV.
- Olsson, J., Thorin, E., Nehrenheim, E., Juszkievicz, A., Schwede, S. 2016. Comparative Study-Pharmaceutical Residues In Wastewater And Sludge From A Micoralgae Plant And An Activated Sludge Process. *5th International Conference on Industrial & Hazardous Waste Manangement, 27-30 September, 2016, Crete, Greece*.
- Perkola, N., Henning, H., Putna, I., Kalinowski, R., Bogusz, A., Kublina, A., Haiba, E., Barda, I., Karkovska, I., Schuetz, J., Mehtonen, J., Siimes, K., Nyhlén, K., Dzintare, L., Äystö, L., Sinics, L., Laht, M., Lehtonen, M., Stapf, M., Leisk, Ü. 2020. *Pharmaceuticals in the Baltic Sea Region – emissions, consumption and environmental risks*.
- REVAQ. 2024. REVAQ årsrapport 2023. Stockholm: Svenskt vatten.
- Saleh, A., Larsson, E., Yamini, Y., Jönsson, J.Å. 2011. Hollow fiber liquid phase microextraction as a preconcentration and clean-up step after pressurized hot water extraction for the determination of non-steroidal anti-inflammatory drugs in sewage sludge. *Journal of Chromatography A*, **1218**(10), 1331-1339.
- Schaffer, M., Börnick, H., Nödler, K., Licha, T., Worch, E. 2012. Role of cation exchange processes on the sorption influenced transport of cationic β -blockers in aquifer sediments. *Water Research*, **46**(17), 5472-5482.
- Shao, Y., Yang, K., Jia, R., Tian, C., Zhu, Y. 2018. Degradation of triclosan and carbamazepine in two agricultural and garden soils with different textures amended

- with composted sewage sludge. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **15**(11), 2557.
- Shen, D., Gu, X., Zheng, Y., Delgado-Moreno, L., Jia, W., Ye, Q., Wang, W. 2022. The fate of erythromycin in soils and its effect on soil microbial community structure. *Science of the Total Environment*, **820**, 153373.
- Shore, L.S., Shemesh, M. 2003. Naturally produced steroid hormones and their release into the environment. *Pure and applied chemistry*, **75**(11-12), 1859-1871.
- SMED. 2018. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2018.
- SMHI. 2023.
- Srinivasan, P., Sarmah, A.K. 2014. Dissipation of sulfamethoxazole in pasture soils as affected by soil and environmental factors. *Science of The Total Environment*, **479-480**, 284-291.
- Statens Naturvårdsverk. 1994. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket, (Ed.) NVV, NVV. Stockholm.
- Stumpe, B., Marschner, B. 2010. Organic Waste Effects on the Behavior of 17 β -estradiol, Estrone, and 17 α -ethinylestradiol in Agricultural Soils in Long-and Short-Term Setups. *Journal of environmental quality*, **39**(3), 907-916.
- Topp, E., Renaud, J., Sumarah, M., Sabourin, L. 2016. Reduced persistence of the macrolide antibiotics erythromycin, clarithromycin and azithromycin in agricultural soil following several years of exposure in the field. *Science of The Total Environment*, **562**, 136-144.
- Trautwein, C., Kümmerer, K., Metzger, J.W. 2008. Aerobic biodegradability of the calcium channel antagonist verapamil and identification of a microbial dead-end transformation product studied by LC–MS/MS. *Chemosphere*, **72**(3), 442-450.
- Wahlberg, C., Björlenius, B., Paxéus, N. 2010. Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö. *Förekomst, förebyggande åtgärder och refining av avloppsvatten. Stockholm Vatten AB*.
- Wu, C., Spongberg, A.L., Witter, J.D., Fang, M., Czajkowski, K.P. 2010. Uptake of Pharmaceutical and Personal Care Products by Soybean Plants from Soils Applied with Biosolids and Irrigated with Contaminated Water. *Environmental Science & Technology*, **44**(16), 6157-6161.
- Wu, X., Ernst, F., Conkle, J.L., Gan, J. 2013. Comparative uptake and translocation of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) by common vegetables. *Environment International*, **60**(0), 15-22.
- Xu, J., Wu, L., Chang, A.C. 2009. Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere*, **77**(10), 1299-1305.
- Yang, Y.-Y., Toor, G.S., Williams, C.F. 2015. Pharmaceuticals and organochlorine pesticides in sediments of an urban river in Florida, USA. *Journal of Soils and Sediments*, **15**(4), 993-1004.

7 Bilaga A: Kompletterande tabeller och figurer

Tabell A1. En lista över de 148 substanser som analyserades vid omfattande substansanalysen av läkemedel i jordprover från Lanna, Igelösa och Ultuna försöksfält

4,4'Diaminodiphenylsulfon (DDS)	Cloxacillin	Ipratropium	Pivmecillinam
4-Acetamidoantipyrine	Cyklofosamid	Irbesartan	Prazikvantel
4-Demethyltrimethoprim	Diatrizoat (Amidotrizoat)	Ivermectine	Primidone
4-Formylaminoantipyrine (FormylAAP)	Diklofenak	Karbamazepin	Propafenone
Tolyltriazole	Dimetridazole	Karvedilol	Propifenazon
Acetanilid	Doxorubicin	Ketoconazole	Propranolol
Acetylsalisylylsyra	Doxycyklin	Ketoprofen	Pyrantel
Acetylsulfamethoxazole	Emamectin B1A benzoate	Koffein	Raloxifen
Amiloride	Emamectin B1B benzoate	Lamotrigine	Ramipril
Amiodaron	Enalapril	Lidocaine	Rosuvastatin
Amisulpride	Enrofloxacin	Loratadin	Roxithromycin
Amitriptyline	Entacapone	Losartan	Salbutamol
Amoxicilline	Eprosartan	Mebendazol	Salmeterol
Ampicillin	Erytromycin	Methotrexate	Sertralin
Atenolol	Febantel	Metoprolol	Simvastatin
Azathioprine	Fenazon	Metronidazole	Sotalol (β-Adrenergika)
Azithromycin	Fenbendazole	Metylprednisolon	Sulfadiazin
Beklometason	Fenofibric acid	Mianserin	Sulfadimidin (Sulfamethazin)
Bendroflumetiazid	Fexofenadin	Miconazole	Sulfadoxin
Benzathine benzylpenicillin G	Florfenicol	Mometasonfuroat	Sulfaguanidin
Benzotriazole	Flubendazol	Moxifloxacin	Sulfamerazin
Benzylpenicillin	Fluconazole	Naproxen	Sulfamethizol
Bezafibrat	Flukloxacillin	N-Demethylerythromycin A	Sulfametoxazol
Bisoprolol (β-Adrenergika)	Fluoxetin	Nebivolol	Sulfathiazol
Bromokriptin	Flutamide	Nelfinavir	Tamoxifen
Budesonid	Fluticasone propionate	Nitenpyram	Terbutalin
Buspirone	Fluvastatin	Norfloxacin	Tetracyklin
Candesartan	Fluvoxamin	Norsertralin	Tiamulin
Carprofen	Furosemid	Ofloxacin	Toremifene
Cetirizine	Gabapentin	Oxcarbazepine	Tramadol
Ciprofloxacin	Gemfibrozil	Oximetazolin	Triklokarban
Citalopram	Glibenklamid	Oxitetracyklin	Trimetoprim
Clarithromycin	Hydroklortiazid	Oxolin syra	Valsartan
Clenbuterol	Hydrokortison	Paracetamol	Venlafaxine
Clindamycin	Ibuprofen	Paroxetin	Verapamil
Clofibratsyra	Iopamidol	Pentoxifylin	Warfarin
Clotrimazole	Iopromide	Piperacillin	Xylometazolin

Tabell A2. Analyserade substanser efter avgränsning till de 34 vanligast förekommande läkemedlen i avloppsvatten och slam. Tabellen inkluderar data om fysiska och kemiska egenskaper hos substanserna, specifikt molekylärformel, molekylärvikt, fördelningskoefficient oktanol-vatten (log K_{ow}), fördelningskonstant mellan organiskt kol och fast ämne i jord (K_{oc}), syrakonstant (pK_a), löslighet i vatten vid 25 °C (mg/L), nedbrytningskonstant (K) och halveringstid (T_{1/2}). Värden hämtade från Kim et al. (2023) och Chempider (2020) om inte annat anges.

Substanser och terapeutiska effekter	Molekylärformel	Molekylärvikt [Dalton]	Log K _{ow}	Log K _{oc}	pK _a	Löslighet i vatten [mg/L]	K	T _{1/2} [dagar] (referens)	Antal expedieringar 2021 ^{†††}	PNEC _{vatten} (µg/L)	Ingick i analys om 24 ämnen
Amlodipin ^{††}	C ₂₀ H ₂₅ ClN ₂ O ₅	409	3	3,5	9,4	75	-0,0729	9,512 (1)	2,71×10 ⁶ *	0,23	X
Atenolol ^{††}	C ₁₄ H ₂₂ N ₂ O ₃	266	0,16	2,17	9,6	685	-0,0942	7,36 (2)	4,58×10 ⁵	150	X
Bisoprolol ^{††}	C ₁₈ H ₃₁ NO ₄	311	1,87	1,52	9,5	2 240	-0,0282	24,59 (1)	1,64×10 ⁶	92	X
Ciprofloxacin (antibiotika)	C ₁₇ H ₁₈ FN ₃ O ₃	331,34	0,28	1,55	6,09	3,0×10 ⁴	-0,1049	6,607 (1)		5,2	-
Citalopram [†]	C ₂₀ H ₂₁ FN ₂ O	324	3,74	2,5×10 ⁴	9,78	31	-0,0205	33,76 (3)	8,73×10 ⁵	7,9	X
Diklofenak	C ₁₄ H ₁₁ Cl ₂ NO ₂	296	4,51	2,92		4,5	-0,0224	30,91 (1)	3,87×10 ⁵ *	0,6	X
Erytromycin	C ₃₇ H ₆₇ NO ₁₃	733,9	3,06		8,9	2×10 ³	-0,0896	7,74 (4)		0,3	-
Flukonazol	C ₁₃ H ₁₂ F ₂ N ₆ O	306,27	0,25	4,722	1,76	34,9	-0,0085	81 (5)		1,04	-
Fluoxetin [†]	C ₁₇ H ₁₈ F ₃ NO	309	4,05	5,3	9,8	38	-0,0261	26,56 (1)	3,00×10 ⁵	0,024	X
Furosemid	C ₁₂ H ₁₁ ClN ₂ O ₅ S	331	2,03	2,27	3,8	149	-0,0081	86,02 (1)	2,13×10 ⁶	31,3	X
Hydroklorotiazid	C ₇ H ₈ ClN ₃ O ₄ S ₂	298	0,07	1,9	7,90	1,292×10 ³	-0,063	11 (1)	3,05×10 ⁵	100	X
Ibuprofen	C ₁₃ H ₁₈ O ₂	206	3,97	394	5,3	21	-0,058	12 (6)	3,36×10 ⁶ *	5	X
Karbamazepin [†]	C ₁₅ H ₁₂ N ₂ O	236	2,45	3,9×10 ³	13,9	1	-0,015	46 (6)	6,83×10 ⁵	2	X
Ketokonazol	C ₂₆ H ₂₈ Cl ₂ N ₄ O ₄	531,4	6,25	4,788		0,01114	-0,002	347 (7)		0,008	-
Ketoprofen	C ₁₆ H ₁₄ O ₃	254	3,12	2,46	3,98	120	-0,0037	187,9	1,35×10 ⁶ *	32	X
Koffein (stimulant)	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂	194	-0,07	1	14	2,632×10 ³	-0,0037	187,9 (1)	5,46×10 ⁶ **	1,2	X
Klaritromycin	C ₃₈ H ₆₉ NO ₁₃	748,0	3,16	3,16	8,99	0,01114	-0,0044	159 (2)		0,02	-
Losartan	C ₂₂ H ₂₃ ClN ₆ O	422,91	4,01	5,96		0,8223	-0,335	1,9 (8)		78	-
Metoprolol ^{††}	C ₁₅ H ₂₅ NO ₃	267	1,88	1,79	9,7	4,777×10 ³	-0,0441	15,7 (2)	3,26×10 ⁵ *	86	X
Naproxen	C ₁₄ H ₁₄ O ₃	230	3,18	2,54	4,15	16	-0,0674	10,3 (9)	6,32×10 ⁵	1,7	X
Oxazepam [†]	C ₁₅ H ₁₁ ClN ₂ O ₂	287	3,34	3,1	1,55	21	-0,0805	8,616 (1)	2,71×10 ⁶	0,37	X
					-	10,9					
Paracetamol	C ₈ H ₉ NO ₂	151	0,46	1,79	-4,4	3,0 ×10 ⁴	-0,011	63 (6)	4,58×10 ⁵ *	14,1	X
Propranolol ^{††}	C ₁₆ H ₂₁ NO ₂	259	3,48	3,08	9,42	228	-0,0287	24,14 (1)	1,64×10 ⁶	0,73	X
Ramipril	C ₂₃ H ₃₂ N ₂ O ₅	417	3,32	3,23	3,74	11	-0,0442	1820 (1)	8,73×10 ⁵ *	1 000	X
Risperidon [†]	C ₂₃ H ₂₇ FN ₄ O ₂	410,5	3,49	6,64	8,76	2,7	-0,0442	7,56×10 ³ (10)	5,02×10 ⁵	0,38	X
Sertralin [†]	C ₁₇ H ₁₇ Cl ₂ N	306,23	5,29	5,53	9,16	3,5	-0,0082	84,5 (10)	1,64×10 ⁶	0,0094	X
Simvastatin	C ₂₅ H ₃₈ O ₅	418	4,68	3,98		0,7	-	1,25×10 ³ (1)	1,48×10 ⁶ *	2,63	X
							0,0442370				
							37				
Sulfametoxazol	C ₁₀ H ₁₁ N ₃ O ₃ S	253,279	0,89	3,19		3,942×10 ³	-0,03	25 (11)		0,6	

Substanser och terapeutiska effekter	Molekylärformel	Molekylärvikt [Dalton]	Log K _{ow}	Log K _{oc}	pKa	Löslighet i vatten [mg/L]	K	T _½ [dagar] (referens)	Antal expedieringar 2021 ^{↓,↓,↓}	PNEC _{vatten} (µg/L)	Ingick i analys om 24 ämnen
Terbutalin	C ₁₂ H ₁₉ NO ₃	225	0,9	2,72		2×10 ⁵	- 0,0442370	720 (1)	4,23×10 ⁵ [*]	3 000	X
Tramadol	C ₁₆ H ₂₅ NO ₂	263,37	2,63	2,905	9,41	>3,95×10 ⁴	-0,0312	22,21 (1)		865	-
Trimethoprim	C ₁₄ H ₁₈ N ₄ O ₃	290,32	0,91	2,96		2,334×10 ³	-0,0452	15,3 (2)		120	-
Venlafaxin	C ₁₇ H ₂₇ NO ₂	277,40	3,20	190	9.5	572	-0,0149	46,53 (1)		7,2	-
Zolpidem	C ₁₉ H ₂₁ N ₃ O	307,395	3,85	4,422		5,737	-0,012	58 (1)		0,18	-
Warfarin	C ₁₉ H ₁₆ O ₄	308	2,7	2,43		54	-0,119	5,54 (12)	2.62×10 ⁵	7,2	X

↓ SSRI är selektiva serotoninåterupptagshämmare

↓↓ Betablockerare

↓↓↓ Antal expedieringar i läkemedelsstatistiken motsvarar antal uttag av en förskriven läkemedelsvara. Värdena i tabellen är summan av expedieringar av alla åldersgrupper i alla regioner i Sverige enligt Socialstyrelsens statistikdatabas 2023-10-04

* Antal expedieringar räknades för olika läkemedel som innehåller den specifika aktiva ingrediensen

** Denna mängd motsvarar det sålda koffeinet som en drog. Vad som konsumeras med kaffe och energidryck inkluderas inte i expedieringarna.

¹ Dalahmeh et al 2022

² (Kodešová et al., 2016)

³ (Menacherry et al., 2023)

⁴ (Shen et al., 2022)

⁵

⁶ (Gottschall et al., 2012)⁷ För Miconazole; (Gottschall et al., 2012)

⁸ För Valsartan (Menacherry et al., 2023)

⁹ (Al-Rajab et al., 2015)

¹⁰ (Li et al., 2013)

¹¹ (Srinivasan & Sarmah, 2014)

¹² (Lao & Gan, 2012)

Tabell A3. Koncentrationer av läkemedelsrester från den omfattande substansanalysen (ng/g TS) i jord i Lanna, Igelösa och Ultuna försöksfält efter 23, 40 och 65 år av regelbunden slamspridning. Angivna värden rapporterades av Eurofins Environment Testing Sweden AB och LOD varierade mellan 1 och 200 ng/g TS beroende på substans. **Gulmarkerade celler** visar värden som var över LOD.

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år	Mätosäkerhet	Metod
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)		
Candesartan	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Eprosartan	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fluconazole	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Gabapentin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Irbesartan	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Nebivolol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Valsartan	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
4,4'- Diaminodiphenylsulfon (DDS)	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
4-Acetamidoantipyrine	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
4-Demethyltrimethoprim	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
4- Formylaminoantipyrine (Formyl-AAP)	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
5-methylbenzotriazole	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Acetanilid	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Acetylsalisylsyra	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Acetylsulfamethoxazole	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Amiloride	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Amiodaron	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Amisulpride	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Amitriptyline	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Amoxicilline	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Ampicillin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Atenolol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Azathioprine	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Azithromycin	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Beklometason	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Bendroflumetiazid	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Benzathine benzylpenicillin G	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Benzotriazole	<2	<5	<2	<2	45%	EPA 1694
Benzylpenicillin	<200	<200	<200	<200	45%	EPA 1694
Bezafibrat	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Bisoprolol (β- Adrenergika)	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Bromokriptin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Budesonid	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Buspirone	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Carprofen	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Cetirizine	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ciprofloxacin	<200	<200	<200	<200	45%	EPA 1694
Citalopram	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Clarithromycin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Clenbuterol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Clindamycin	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Clofibratsyra	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Clotrimazole	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Cloxacillin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Cyklofosfamid	<3	<3	<3	<3	45%	EPA 1694
Diatrizoat (Amidotrizoat)	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Diklofenak	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Dimetridazole	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Doxorubicin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Doxycyklin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Enamectin B1A benzoate	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Enamectin B1B benzoate	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Enalapril	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Enrofloxacin	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Entacapone	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Erytromycin	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Febantel	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenazon	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenbendazole	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenofibric acid	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fexofenadin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Florfenicol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Flubendazol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Flukloxacillin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Fluoxetin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Flutamide	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fluticasone propionate	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Fluvastatin	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Fluvoxamin	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Furosemid	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Gemfibrozil	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Glibenklamid	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Hydroklortiazid	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Hydrokortison	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Ibuprofen	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Iopamidol	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Iopromide	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Ipratropium	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ivermectine	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Karbamazepin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Karvedilol	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Ketoconazole	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ketoprofen	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Koffein	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Lamotrigine	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Lidocaine	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Loratadin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Losartan	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Mebendazol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Methotrexate	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metoprolol	<1	1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metronidazole	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metylprednisolon	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Mianserin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Miconazole	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Mometasonfuroat	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Moxifloxacin	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Naproxen	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
N- Demethylerythromycin A	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Nelfinavir	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Nitenpyram	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Norfloxacin	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Ofloxacin	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Oxcarbazepine	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Oximetazolin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Oxitetracyklin	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Oxolin syra	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Paracetamol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Paroxetin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Pentoxifylin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Piperacillin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Pivmecillinam	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Prazikvantel	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Primidone	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Propafenone	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Propifenazon	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Propranolol	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Pyrantel	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Raloxifen	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Ramipril	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Rosuvastatin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Roxithromycin	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Salbutamol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Salmeterol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sertralin and norsertralin	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Simvastatin	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Sotalol (β-Adrenergika)	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfadiazin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfadimidin (Sulfamethazin)	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Sulfadoxin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfaguanidin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfamerazin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfamethizol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfametoxazol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfathiazol	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Tamoxifen	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694

Slamspridning tid:	23 år	40 år	40 år	65 år		
	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)	Mätosäkerhet	Metod
Terbutalin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Tetracyklin	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Tiamulin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Toremifene	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Tramadol	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Triklokarban	<5	160	<5	<5	45%	EPA 1694
Trimetoprim	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Warfarin	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Venlafaxine	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Verapamil	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Xylometazolin	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694

+ 2 år efter senaste slamspridningen på fälten

++ 3 år efter senaste slamspridningen på fälten

+++ 1 år efter senaste slamspridningen på fälten

Tabell A4. pH, torrsubstans (TS) och glödförlust (VS) i jordprover från Lanna, Igelösa och Ultuna fältförsök.

Analys	Lanna ⁺ (8 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (4 TS ton/ha)	Igelösa ⁺⁺ (12 TS ton/ha)	Ultuna ⁺⁺⁺ (8 TS ton/ha)
År av slamspridning	23	40	40	65
pH	6,3 ± 0,3	7,1 ± 0,1	6,9 ± 0,0	-
TS %	78 ± 2	85 ± 2	84 ± 1	82 ± 1
Aska % av TS	92 ± 1	97 ± 0	97 ± 0	92 ± 0

+ 2 år efter senaste slamspridningen på fälten

++ 3 år efter senaste slamspridningen på fälten

+++ 1 år efter senaste slamspridningen på fälten

Tabell A5. Koncentrationer av läkemedelsrester (ng/g TS) i rötat och avvattnat slam från olika avloppsreningsverk i Sverige. Slam från Skara ARV är samma slam som tillfördes till jord i Lanna fält under denna studie. Slam från Kungsängsverket sprids vanligtvis på Ultuna fält men datan presenterad här tillhör inte samma slam som tillfördes till Ultuna vid den senaste slamspridningen. Data tillhör i stället ett slamprov från Kungsängsverket som samlades in i oktober 2023 för att komplettera information om ursprung av läkemedelsrester i Ultunas jord.

Substans	Skara ↓↓	Källby ↓↓↓	Uppsala ↓↓	Sjölunda ↓↓↓↓	Stock- holm Henriksda l ↑	Stock- holm Henriksda l ↑↑	Västerås ↑	Kalmar ↑	Motala ↑↑↑	Norr- köping ↑↑↑	Lin- köping ↑↑↑
Amiodaron	31 ↓										
Amlodipin	220–530			150	108	465	70	94			
Amisulprid	68 ↓										
Amitriptylin	420 ↓										
Atenolol	<3		<1	15	<5,9	2,75	<5,9	13			
Bisoprolol	12			22	18	15	17	8	2,7	8,1	5,4
Cetirizin	58 ↓										
Ciprofloxacin	2200 ↓		4500		261	3100	305	156			
Citalopram	390–1100		420	570	827	880	543	467	325	370	83
Diklofenak	60–97	19	<1	43	123	74	93	110	105	93	205
Doxycyklin	99 ↓					430					
Erytromycin			<1		<0,04		0,3	1,6			
Fexofenadin	280 ↓										
Flukonazol			1–3						1,3	1,1	5
Fluoxetin	120			130	137	195	81	63			
Furosemid	7–43		<1	18	<1,5	46	<1,5	<1,5			
5- metylbenzotriazol	42 ↓										
Hydroklortiazid	<5			3	7,6	7,2	4,7	2,0			
Ibuprofen	6–150	437	<1	117	203	150	170	157			
Karbamazepin	74–78		78	46	133	100	85	50	73	120	210
Karvedilol	54 ↓										
ketoconazol	900 ↓		3 900								
Ketoprofen	<5 ↓	65		149	<8,2		<8,2	<8,2	<0,17	<0,5	12
Klindamycin	13 ↓				18	19	64	1,4			
Klaritromycin			5		8		9,7	12,6			
Klotrimazol	280 ↓										
Koffein	<10–17				47		23	23	20	6,7	33
Lamotrigin	320 ↓										
Losartan			190								
Metformin									446	31	92
Metoprolol	80–87		96	330	363	255	105	253	178	355	355

Substans	Skara ‡‡	Källby ‡‡‡	Uppsala ‡‡	Sjölunda ‡‡‡‡	Stock- holm Henriksda l †	Stock- holm Henriksda l †‡	Västerås †	Kalmar †	Motala † † †	Norr- köping † † †	Lin- köping † † †
Miconazol	180 ‡										
Naproxen	<5	11	<1	30	<3,4	5,2	7,3	<3,4	5,9	3,6	7,7
Ofloxacin	110‡				85		9,7	16	<1,8	10,5	34,5
Oxazepam	<3		<10		22	33	16	7,6	47	110	29
Oxitetracyklin	97 ‡										
Paracetamol	<5 ‡		<45	7,5	<35	19	<35	<35			
Paroxetin	43 ‡										
Propranolol	210–330		110	124	105	170	48	91			
Raloxifen	23 ‡										
Ramipril	<2				<5,5	0,4	<5,5	<5,5	<0,46	<0,46	<0,46
Risperidon	<7			10	<2,9	0,4	<2,9	<2,9	3,7	2,3	5,5
Sertralin	890–2800		2 600	760	1267	1 800	887	1867	623	1250	1095
Simvastatin	<500 ‡					21					
Sulfametoxazol			<1		<0,2		<0,66	<0,2			
Tramadol	13 ‡		<1		137		105	117	21	32	44
Terbutalin	<3			1,5	<1,5	0,5	<1,5	<1,5			
Trimethoprim			<1		<0,23		<0,76	0,23	0,47	30	0,32
Tetracyklin	820 ‡					3 000					
Triklokarban	43 ‡										
Valsartan	11 ‡										
Venlafaxin	28 ‡		26		104		40	65	99	40	39
Warfarin	<1			39	<1,7	2,65	<1,7	<1,7			
Zolpidem			<3		3,3		1,7	3,4			

‡ MEC_{slam} från denna studien enligt omfattande substansanalys

‡‡ MEC_{slam} från denna studien enligt utvald substansanalys

‡‡‡ Data rapporterad av Saleh et al. (2011). Få data kunde inhämtas för avloppsslamet från Källby som spreds på Igelösa

‡‡‡‡ Avloppsslam från Sjölunda. Data från (Magnér et al., 2016b)

† Data rapporterad av Jönsson et al. (2020)

†† Halter av läkemedel i rötat avvattnat slam från Henriksdals avloppsreningsverk enligt (Murad, 2018)

††† Halter av läkemedel i avvattnat slam från Motala och Norrköping ARV samt i rötat avvattnat slam från Linköpings ARV enligt (Perkola et al., 2020)

Tabell A6. Koncentrationer av läkemedelsrester i Lanna jord; 1, 7, 30 och 90 dagar efter slamspridning (ng/g TS) med fokus att undersöka eventuell nedbrytning av läkemedelsrester i jord. Resultat från omfattande substansanalys. Angivna värden rapporterades av Eurofins Environment Testing Sweden AB. **Koncentration över detektionsnivå är överstruken med gult.**

	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Candesartan	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Eprosartan	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fluconazole	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Gabapentin	50	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Irbesartan	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Nebivolol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Valsartan	101	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
4,4'-Diaminodiphenylsulfon (DDS)	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
4-Acetamidoantipyrine	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
4-Demethyltrimethoprim	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
4-Formylaminoantipyrine (Formyl-AAP)	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
5-methylbenzotriazole	42	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Acetanilid	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Acetylsalisylsyra	<100	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Acetylsulfamethoxazole	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Amiloride	<50	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Amiodaron	31	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Amisulpride	68	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Amitriptyline	420	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Amoxicilline	<50	<50	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694

	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Ampicillin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Atenolol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Azathioprine	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Azithromycin	<50	<50	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Beklometason	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Bendroflumetiazid	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Benzathine benzylpenicillin G	<100	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Benzotriazole	<50	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Benzylpenicillin	<200	<200	<200	<200	<200	<200	45%	EPA 1694
Bezafibrat	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Bisoprolol (β-Adrenergika)	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Bromokriptin	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Budesonid	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Buspirone	<100	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Carprofen	<25	<5	<5	<5	<5	<5	49%	EPA 1694
Cetirizine	58	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ciprofloxacin	2 200	<200	<200	<200	<200	<200	45%	EPA 1694
Citalopram	340	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Clarithromycin	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Clenbuterol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Clindamycin	103	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Clofibratsyra	<25	<5	<5	<5	<5	<5	55%	EPA 1694
Clotrimazole	280	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694

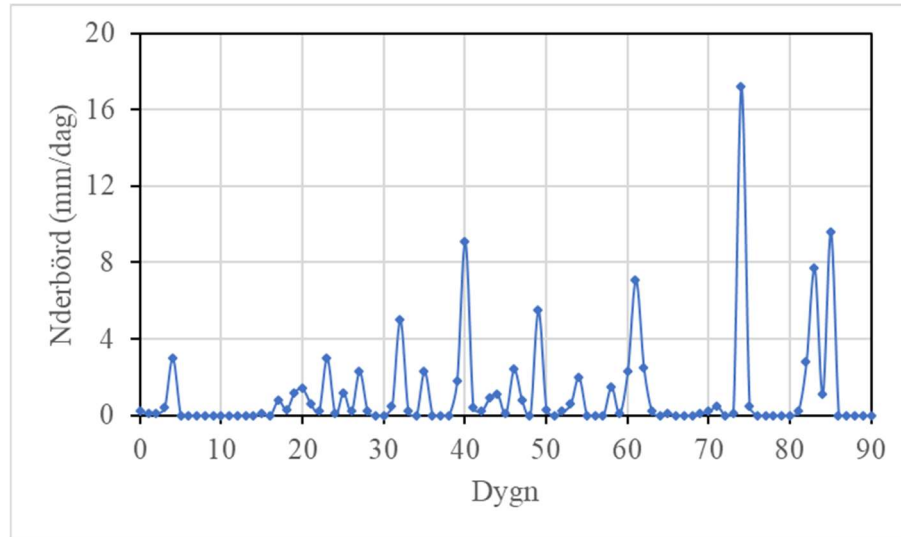
	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Cloxacillin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Cyklofosfamid	<15	<3	<3	<3	<3	<3	45%	EPA 1694
Diatrizoat (Amidotrizoat)	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Diklofenak	44	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Dimetridazole	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Doxorubicin	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Doxycyklin	99	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Enamectin B1A benzoate	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Enamectin B1B benzoate	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Enalapril	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Enrofloxacin	<100	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Entacapone	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Erytromycin	<50	<50	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Febantel	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenazon	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenbendazole	<10	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fenofibric acid	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fexofenadin	280	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Florfenicol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Flubendazol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Flukloxacillin	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Fluoxetin	51	<20	<20	<20	<20	<20	47%	EPA 1694
Flutamide	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Fluticasone propionate	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Fluvastatin	<250	<50	<50	<50	<50	<50	45%	EPA 1694
Fluvoxamin	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Furosemid	<50	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Gemfibrozil	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Glibenklamid	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Hydroklortiazid	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Hydrokortison	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Ibuprofen	<100	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Iopamidol	<5	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Iopromide	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Ipratropium	<20	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ivermectine	50	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Karbamazepin	50	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Karvedilol	54	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ketoconazole	900	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Ketoprofen	<5	<1	<1	<1	<1	<1	49%	EPA 1694
Koffein	<20	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Lamotrigine	320	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Lidocaine	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Loratadin	<20	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Losartan	66	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Mebendazol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

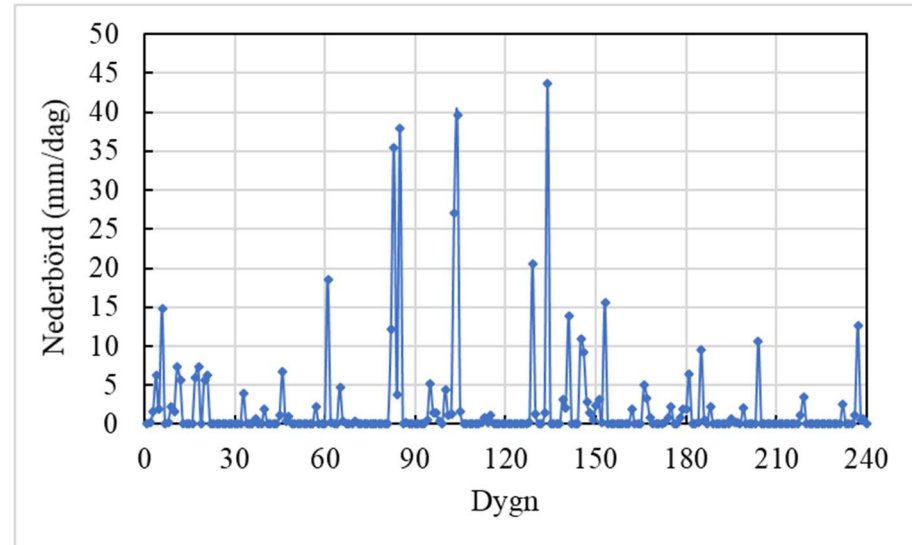
	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Methotrexate	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metoprolol	9	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metronidazole	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Metylprednisolon	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Mianserin	<20	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Miconazole	180	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Mometasonfuroat	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Moxifloxacin	<100	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Naproxen	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
N-Demethylerythromycin A	<50	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Nelfinavir	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Nitenpyram	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Norfloxacin	<100	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Ofloxacin	110	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Oxcarbazepine	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Oximetazolin	<20	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Oxitetracyklin	97	<2	<2	<2	<2	<2	49%	EPA 1694
Oxolin syra	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Paracetamol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Paroxetin	43	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Pentoxifylin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Piperacillin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Pivmecillinam	<20	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694

	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Prazikvantel	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Primidone	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Propafenone	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Propifenazon	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Propranolol	110	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Pyrantel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Raloxifen	23	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Ramipril	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Rosuvastatin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Roxithromycin	<10	<2	<2	<2	<2	<2	45%	EPA 1694
Salbutamol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Salmeterol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sertralin and norsertralin	2 600	<5	<5	<5	<5	9	45%	EPA 1694
Simvastatin	<500	<100	<100	<100	<100	<100	45%	EPA 1694
Sotalol (β-Adrenergika)	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfadiazin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfadimidin (Sulfamethazin)	<25	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Sulfadoxin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfaguanidin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfamerazin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfamethizol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfametoxazol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Sulfathiazol	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694

	Innan slamspridning		Efter slamspridning					
Matris	Slam	Jord	Jord					
Dygn		Dygn 0	Dygn 1	Dygn 7	Dygn 30	Dygn 90	Mätosäkerhet	Metod/ref
Tamoxifen	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Terbutalin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Tetracyklin	820	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Tiamulin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Toremifene	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Tramadol	13	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694
Triklorkarban	43	<5	<5	<5	<5	<5	45%	EPA 1694
Trimetoprim	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Warfarin	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Venlafaxine	28	<20	<20	<20	<20	<20	45%	EPA 1694
Verapamil	<5	<1	<1	<1	<1	<1	45%	EPA 1694
Xylometazolin	<10	<10	<10	<10	<10	<10	45%	EPA 1694



Figur A1. Nederbörd (mm/dag) i Lanna väderstation under perioden av delstudie 2 om nedbrytning av läkemedelsrester in jord (29/10/2020-31/01/2021) (SMHI, 2023)



Figur A2. Nederbörd (mm/dag) i Lanna väderstation under perioden av delstudie 3 kring om läkemedelsrester rörlighet i jord (6/5/2021-6/11/2021) (SMHI, 2023)

