Rapport *Nr 2018-4*

Avloppsslam på åkermark

– vad behöver vi veta om oönskade organiska ämnen?

Maritha Hörsing

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Rörnät & Klimat
Avlopp & Miljö
Management

SVU styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Anna Linusson, Ordförande	Svenskt Vatten
Daniel Hellström, Utvecklingsledare	Svenskt Vatten
Lena Blom	Kretslopp och vatten, Göteborgs Stad
Tove Göthner	Sveriges Kommuner och Landsting
Bertil Johansson	Norrvatten
Johan Olanders	Ovanåkers kommun
Lisa Osterman	Örebro kommun
Petra Viklund	Luleå kommun
Hans Bertil Wittgren	Sweden Water Research/VA SYD
Carl-Olof Zetterman	SYVAB

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB
Box 14057
167 14 Bromma
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se
Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten
Utveckling

Bibliografiska uppgifter för nr 2018-4

Rapportens titel:	Avloppsslam på åkermark – vad behöver vi veta om oönskade organiska ämnen?
Title of the report:	Sewage sludge on arable land – what do we need to know about organic substances?
Författare:	Maritha Hörsing
Rapportnummer:	2018-4
Antal sidor:	72
Sammandrag:	Rapporten ger en översikt av kunskapsläget för slamgödsling när det gäller oönskade organiska ämnen och läkemedelsrester. Den sammanfattar elva svenska studier. Resultaten har både modellerats med hjälp av datorprogram och analyserats utifrån prover på slam, jord och grödor. Vad behöver vi veta mer om oönskade organiska ämnen i slam? Kunskapsluckor identifieras i rapporten.
Abstract:	A completion of present knowledge regarding farmland fertilized with sewage sludge. The report compels earlier studies, where several have been conducted at the fields in Skåne which have been fertilized with sludge since 1981. The studies includes both analytical results as well as modelled results. Knowledge gaps are identified.
Sökord:	Organiska ämnen, organiska föreningar, avloppsslam, kretslopp
Keywords:	Organic substances, organic pollutants, sewage sludge, sludge fertilization, cycle
Målgrupper:	VA-, lantbruks och livsmedelsorganisationer som arbetar med att sprida kunskap om kretsloppet av organiska material
Omslagsbild:	Skånskt försöksfält. Fotograf: Per-Göran Andersson, Hushållningssällskapet Skåne.
Rapport:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2018
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Om projektet

Projektnummer:	13–124
Projektets namn:	Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund 1981–2017.
Projektets finansiering:	Svenskt Vatten Utveckling, kommunerna Malmö, Lund, Trelleborg, Burlöv, Lomma Staffanstorp och Svedala samt Sysav Utveckling AB

Layout: Bertil Örtenstrand, Ordförrådet AB.

Förord

Slamgödslingens positiva och negativa aspekter diskuteras sedan länge. Att tillföra mull och näringsämnen i ett kretslopp mellan stad och land är positivt då färre jungfruliga råvaror krävs i ett sådant system. Även kolinlagringen i sig via mullen är en viktig positiv aspekt. Av de negativa aspekterna har slammets innehåll av metaller ofta varit i fokus, men slammet innehåller även många av industrisamhällets organiska föreningar eller ämnen, varav en del betraktas som potentiellt oönskade. I denna rapport sammanställs resultat från elva svenska studier av dessa i avloppsslam, i slamgödslad jord och i gröda.

Rapporten ger en översikt om kunskapsläget idag och vänder sig till de i VA-, lantbruks och livsmedelsorganisationer som arbetar med att sprida kunskap om kretsloppet av organiska material. För forskare och forskningsfinansiärer ger rapporten en inblick i var kunskapsluckorna finns, och därmed behovet av ytterligare forskning.

Rapporten har författats av Maritha Hörsing, tidigare Lunds Tekniska Högskola och KTH, nu vid Laxå Vatten AB, efter ett initiativ från arbetsgruppen i projektet ”Slamspridning på åkermark” och med delfinansiering från Svenskt Vatten Utveckling.

Projektet ”Slamspridning på åkermark” har pågått sedan 1981 och genomförs på försöksytor utanför Malmö respektive Lund. Syftet med projektet är att undersöka effekterna på jord och gröda vid spridning av slam på åkermark. Flera av de studier om organiska föreningar som redovisas i rapporten har genomförts med utgångspunkt från projektet. I projektets arbetsgrupp ingår Christopher Gruvberger (ordförande), Agneta Leander och Ulf Nyberg från VA SYD, Tom Nielsen från Kävlinge kommun, Anders Persson och Ann Thorén från Sysav, Per-Göran Andersson från Hushållningssällskapet Skåne, Anders Finnson från Svenskt Vatten, samt Hans Bertil Wittgren från Sweden Water Research.

Innehåll

Förord **3**

Sammanfattning **6**

Summary **7**

1 Introduktion **8**

2 Bakgrund **10**

3 Analys av organiska miljögifter vid fältförsöken i Petersborg och Igelösa – Hushållningssällskapet i Malmöhus läns rapport 1996 ..... **13**

3.1 Resultat av analyser av organiska miljögifter i slam 14

3.2 Resultat av analyser av organiska miljögifter i jord 15

3.3 Resultat av analyser av organiska miljögifter i grödor 16

3.4 Slutsatser 18

4 Försök med inarbetning av rötslam i Oxie, Malmö kommun 1991–1993 ..... **19**

4.1 Resultat av slamanalyser 19

4.2 Resultat av jord 20

4.3 Resultat av grundvatten 21

4.4 Resultat från analys av gröda 21

4.5 Resultat från liknande försök i Aalborg 22

4.6 Resultat från budgetberäkning av organiska ämnen 22

4.7 Resultat från enklare kärlförsök 23

4.8 Slutsatser 23

5 Organiska miljöstörande ämnen på inarbetningsytor i Oxie, Malmö kommun **25**

5.1 Resultat av analyser av jord och slamgödslad jord 25

5.2 Slutsatser av fältförsöket i Oxie 28

6 Organiska ämnen i slam – en prioritering för slamåterföring **29**

6.1 Urval av ämnen 29

6.2 Riskbedömning och prioritering 29

6.3 Slutsatser 30

7 Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam **31**

7.1 Val av organiska miljögifter 31

7.2 Provtagning och analysresultat 31

7.3 Resultat och diskussion 32

7.4 Slutsatser 32

8 Riskbedömningar av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt **33**

8.1 Urval av oönskade ämnen 33

8.2 Jordbruksmark ... 33
8.3 Skogsmark ... 34
8.4 Växtetableringsskiktet. ... 34
8.5 Slutsatser och råd ... 35

9 Screening av organiska föreningar i slambehandlad åkermark ... 36
9.1 Provtagning och analys avjord, slam, gröda och mask ... 36
9.2 Resultat ... 37
9.3 Detekterade koncentrationer i jämförelse med modellerade värden ... 37
9.4 Bioackumulering ... 38
9.4 Slutsatser ... 38

10 Studie av upptag av NASID i gröda efter gödsling med avloppsslam ... 39
10.1 Experimentet och resultat ... 39
10.2 Slutsatser av studien ... 39

11 Identifiering av fokusämnen för slam – organiska miljögifter ... 40
11.1 Metod ... 40
11.2 Slutsats av studien ... 41

12 Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin – behandling och risk ... 42
12.1 Reduktion av läkemedel genom anaerob behandling ... 42
12.2 Reduktion av läkemedel genom aerob behandling ... 43
12.3 Riskanalys ... 44
12.4 Modellering av ackumulering i jord och läckage av läkemedel ... 44
12.5 Modellering av upptag av läkemedel i gröda ... 45
12.6 Fara med läkemedel i grödor för människor? ... 45
12.7 Slutsatser ... 46

13 Läkemedelsresters öde i slambehandling och på åkermark gödslad med avloppsslam ... 48
13.1 Läkemedel i avloppsreningsverket ... 48
13.2 Läkemedels distribution och öde genom avloppsreningsverket ... 49
13.3 Slutsatser av studien ... 50

14 Kunskapsluckor diskussion ... 51
14.1 Organiska ämnen ... 51
14.2 Antibiotikaresistens ... 53
14.3 Mikroplast i slam ... 53

15 Slutord ... 55

Referenser ... 57

Bilagor ... 61

Sammanfattning

Rapporten ger en översikt av kunskapsläget för slamgödsling när det gäller oönskade organiska ämnen och läkemedelsrester. Den sammanfattar elva svenska studier. Resultaten har både modellerats med hjälp av datorprogram och analyserats utifrån prover på slam, jord och grödor. Vad behöver vi veta mer om oönskade organiska ämnen i slam? Kunskapsluckor identifieras i rapporten.

Slamgödslingens positiva och negativa effekter har diskuterats länge, och det finns ännu inte svar på alla frågor. Det är positivt att tillföra mull och näringsämnen i ett kretslopp mellan stad och land. Av de negativa aspekterna är det ofta slammets innehåll av metaller som har varit i fokus. Men slammet innehåller också många oönskade organiska ämnen som kan behöva tas bort genom uppströmsarbete. Ett av projektets mål var att identifiera kunskapsluckor för dessa ämnen för att med uppströmsarbete kunna fortsätta att använda avloppsslam som gödsel.

De flesta av de elva studierna är genomförda på skånska försöksfält som har slamgödslats sedan 1981. De första studierna startades i mitten av 1990-talet. Under tiden har metoderna förbättrats när det gäller analys av oönskade organiska ämnen i avloppsvatten, slam, jord och grödor. Detektionsgränserna har blivit lägre, och vissa av de ämnen som analyserades i början har uteslutits till förmån för nya och mer intressanta ämnen.

Studierna visar inte på någon risk för människa och miljö till följd av innehållet av oönskade organiska ämnen i det avloppsslam som används i dag på svenska åkrar. Av de ämnen som analyserats har koncentrationerna varit lägre i jord än i slam och ännu lägre i grödor. Ur ett tidsperspektiv över många generationer behövs det fortsatt utveckling av uppströmsarbetet och ytterligare kunskaper om oönskade organiska ämnen i slam och deras miljöeffekter.

Hittills har många men långt ifrån alla organiska kemikalier analyserats eller modellerats. De genomgångna rapporterna pekar på att modelleringsverktygen behöver vidareutvecklas för att bättre förutsäga vilka typer av organiska föreningar som är angelägna att minska tillförseln av till jord och därmed fokusera uppströmsarbetet på. Modeller behöver utvecklas för analys av andra organiska föreningar än de hittills undersökta, och modelleringen behöver förbättras när det gäller upptag i grödor. Dessutom behöver det utredas ytterligare hur oönskade organiska ämnen ackumuleras i marklevande organismer.

Rapporten är skriven av Maritha Hörsing, tidigare på Lunds tekniska högskola och KTH, numera vid Laxå Vatten AB. Tilläggas kan att två projekt finansierade av Svenskt Vatten nu (2017) undersöker dels förekomst av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet, dels förekomst av antibiotikaresistenta bakterier i slam och slamgödslad jord.

Summary

To fertilize or not to fertilize a field with sewage sludge seems as a never-ending question. The report compiles several studies that deal with organic substances in sewage sludge and sludge fertilization. With organic substances means organic compounds, organic molecules including what we know as organic pollutants, pharmaceuticals including antibiotics and what we call chemicals and household chemicals.

Most studies have connection to the fields in Skåne that has been fertilized with sludge since 1981. The first studies where performed in the mid-90s, i.e. more than 20 years ago. During time passed the methods to analyze organic substances in difficult matrices such as wastewater and sewage sludge have improved. This can be seen in lower detection limits and substances chosen to analyze have changed in favor for other, more interesting ones.

One question asked in this project was to identify knowledge gaps concerning organic substances so that future efforts in upstream work enables continued circulation of organic material, phosphorus and other nutrients by using sewage sludge as fertilizer on farmland. Of organic pollutants analyzed have concentrations, if detectable, been lower in soil than in sludge and still lower in crops. The studies do not indicate any risk for humans or environment due to the presence of organic substances in the sewage sludge.

Although many groups of compounds have been analyzed, many have not. What kind of substances and what kind of properties they should possess are getting clearer, but need verification. From a multi generation perspective there is still a need of continuing upstream efforts and further knowledge on organic substances and their environmental effects.

Further development of modelling tools is needed so that they better can predict which organic substances that should be focused on in the upstream work and where transfer to soil should be decreased. In addition, further development of uptake by crops is needed. Because of verification and further development of modeling tools, more analysis of other substances than those analyzed previously will be needed. It is also shown that studies of bioaccumulation in soil living organisms needs further evaluation.

As the report is based on previous studies that present results of analyzes or modeling results of organic substances in sludge which is then spread on to the fields it can give insight into what we know today for those working to spread knowledge of the recycling of organic materials. For researchers and funders, the report identifies knowledge gaps and needs for research.

Additionally, and worth mentioning is that there are two SVU-projects presently (2017) investigating the occurrence of micro plastics in the technical cycle of waste water and the presence of antibiotic-resistant microbes in sludge and sludge fertilized soil.

1 Introduktion

Ett flertal studier har genomförts för att söka svar på den komplexa frågan om att gödsla en åker med avloppsslam. Huruvida det är bra eller inte att gödsla en åker med avloppsslam är en fråga som ständigt debatteras. Vad vet vi idag? Vanliga frågor som diskuteras är: Vet vi vad som finns i avloppsslam? Vet vi om det som finns i avloppsslammet i sig är giftigt och innebär det i sådana fall risker för människa eller miljö? Vet vi om det som är oönskat i miljön och som finns i avloppsslammet med någon teknik går behandla bort? Vet vi om det som är oönskat i avloppsslammet bryts ned i jorden t.ex. av marklevande organismer? Vet vi om det som är oönskat i avloppsslammet och då det sprids på åker stannar kvar i jorden eller transporteras bort med porvattnet? Vet vi om det som är oönskat i avloppsslammet transporteras vidare till grundvattnet? Vet vi om det som är oönskat i avloppsslammet tas upp av grödor som växer på åker gödslad med avloppsslam? Vet vi om det är finns risker för människor eller djur att äta grödor som odlats på åker som gödslats med avloppsslam?

Vad kan avloppsreningsverket göra medan arbete pågår med att svara på alla frågor? En värdefull insats är att informera om organiska föreningar och vart de tar vägen. Vidare att arbeta med uppströmsåtgärder och Revaq-certifiera avloppsslammet. Som privatperson kan man bidra till ett avloppsslam med bättre kvalitet genom att bara spola ner kiss, bajs och toapapper i toaletten. Dessutom när man tvättar kläder och diskar välja att köpa miljömärkta produkter och vara kemikalieffektiv genom att bara köra fulla maskiner. Vidare, om man vid något tillfälle får en kur medicin av något slag utskrivet, om man inte äter upp hela kuren lämna tillbaka överblivna läkemedel till ett apotek. Är det så att man äter mycket mediciner kan man be sin läkare om en genomgång av alla mediciner vid något tillfälle. Ibland finns det flera alternativ till det läkemedel man behöver då kan man fråga om det är något av alternativen som är mer miljövänligt än de andra, naturligtvis under förutsättning att det har samma effekt.

Med organiska ämnen eller organiska föreningar menas här alla organiska kemikalier, molekyler, de som vi känner som organiska miljögifter eller läkemedel eller antibiotika eller hushållskemikalier och så vidare. Organiska miljögifter har fått stämpeln ”miljögift” för vi vet med säkerhet att de orsakar problem och vållar skada för människa och miljö. Oönskade organiska ämnen, miljögifter är naturligtvis inte önskade men det finns många fler organiska ämnen som är oönskade på ett visst ställe till exempel i slam. Ett oönskat organiskt ämne kan ge upphov till problem och orsaka skada under vissa förutsättningar för människa och miljö, men under andra förhållanden kan det organiska ämnet vara högst önskat. Det svåraste dilemmat vi har är läkemedel, men lätt att förstå. Läkemedel, ta till exempel ett antibiotika, det är framtaget för att effektivt undanröja sjukdomsframkallande bakterier. För den personen som exempelvis drabbats av lunginflammation är antibiotika högst önskat. De läkemedel vi stoppar i oss utsöndras ur våra kroppar tillsammans med kiss och bajs mer eller mindre oförändrade. Avloppsvatt-

net når reningsverket och renas innan det släpps ut i recipienten. Men våra reningsverk är inte byggda för att rena bort alla läkemedelsrester eller alla organiska kemikalier och de följer då med ut i sjöar och vattendrag. En del organiska ämnen, även läkemedel, är biologiska nedbrytbara, de som inte är det är oönskade i avloppsvattnet och avloppsslammet. P-piller och effekterna av de verksamma substanserna när fiskar utsätts för det har medfört tvåkönade fiskar.

I den här rapporten samlas ett antal rapporter genererade till följd av försök som har haft som syfte att börja svara på de komplexa frågor som följer med att använda avloppsslam på åkermark. Vi vet idag mer än någonsin tidigare om gödsling av slam på åkermark. Vilka frågor kan vi anse är besvarade och vilka frågor behöver vi veta mer om?

2 Bakgrund

Slamfrågan är en fråga som till och från debatteras ur ett eller annat perspektiv. I mitten av 1800-talet väckte hälsovårdsmyndigheten frågan, vad ska man göra med ”smutsguldet” från städerna. Man ville hålla dricksvattnet rent och man hade insett att avfallet från avlopp och hushåll var värdefull växtnäring (Naturvårdsverket, 2003). Under 1940-talet började Lantbrukshögskolan undersöka användning av avloppsslam på åkermark och fältförsök anlades i Sverige (Naturvårdsverket, 2003). År 1973 kom Socialstyrelsen med de första anvisningarna för användning av avloppsslam på åkermark, i vilken de hygieniska frågorna låg i fokus men även rekommendationer gällande metaller (Naturvårdsverket, 2003). Naturvårdsverket kom med råd och riktlinjer för slamhantering i slutet av 1970-talet. De fokuserade på de risker och svårigheter man såg med slamhanteringen.

Nästa råd från Naturvårdsverket kom ut 1987, allmänna råd om hantering och användning av avloppsslam. Ungefär från mitten av 1980-talet har den stundom intensiva debatten pågått. Greenpeace aktion 1987 då de lät analysera avloppsslam avseende ett 20-tal organiska ämnen ledde till att LRF rekommenderade jordbrukare att inte använda avloppsslam som växtnäring (Naturvårdsverket, 2003). Det innebar också att Naturvårdsverket uppdaterade sina allmänna råd om hantering och användning av avloppsslam 1990 i vilket det rekommenderas att analysera några organiska ämnen men utan riktvärden.

Sedan 1990 har Naturvårdsverket vid flera tillfällen fått olika uppdrag av regeringen med syfte att i samråd med andra myndigheter och organisationer utreda avloppsslam och ta fram förslag på åtgärdsprogram för att minska innehållet av miljöfarliga organiska ämnen i avloppsslam, och därtill föreskrifter med anpassning till EU:s slamdirektiv. Genomgången och bedömningen av ett av uppdragen redovisas i Naturvårdsverkets rapport 4251 (1993) där slutsatsen är att det vetenskapligt inte innebär någon påverkan på eller risk för miljön med jordbruksanvändning av slam. En frivillig överenskommelse undertecknades 1994 av Naturvårdsverket, LRF och VAV (Svenskt Vatten och Avloppsförening sedermera Svenskt Vatten) som resulterade i en nationell samrådsgrupp som verkade mellan 1993 och 2007, samt ett antal lokala och regionala samrådsgrupper.

Nästa steg i utvecklingen var att Svenskt Vatten tog över Revaq-projektet och tillsammans med LRF, Livsmedelsföretagen och Svensk Dagligvaruhandel utformade och år 2008 sjösatte certifieringssystemet Revaq. Syftet med Revaq är att minska flödet av farliga ämnen till reningsverk, skapa en hållbar återföring av växtnäring samt att hantera riskerna på vägen dit. Certifieringen innebär att reningsverket bedriver ett aktivt och strukturerat uppströmsarbete, arbetar med ständiga förbättringar och är öppet med all information. Revaq har världens hårdaste krav både när det gäller förebyggande kemikaliearbete och kvalitetskrav på slammet. Svenskt Vatten, LRF, Lantmännen och Svensk Dagligvaruhandel accepterar endast att det är slam från Revaq-certifierade reningsverk som sprids på jordbruksmark.

Efter år 2005 är det förbjudet att deponera slam i Sverige (Naturvårdsverket, 2015), det slam som då bildas måste omhändertas på något sätt. Gödsling av åkermark var under 1980- och 1990-talen det största användningsområdet. Enligt Naturvårdsverket (2015) har användningen av avloppsslam i jordbruket, även inräknat odling av energiskog, varierat mellan 10 och 50 % för att under senare år ha legat på ca 25 %. Merparten (90 %) av det svenska avloppsslammet klarar gällande gränsvärden för metaller och riktvärden för organiska föreningar (Naturvårdsverket, 2015).

Flera försök och studier har genomförts för att besvara olika frågor som uppmärksammas i relation till att återföra näringsämnen till åkermark genom att använda avloppsslam som gödsel. Ett av de projekt som startats, och som fortfarande pågår, är projektet ”Slamspridning på åkermark” som startade 1981 i Skåne för vilket Hushållningssällskapet i Skåne nu är projektledare för. Dessa försöksfält har sedan dess utvärderats och analyserats avseende vilken effekt slamgödslingen har på skördens storlek, skördens innehåll av tungmetaller, markens växtnäringsinnehåll, och markens metallinnehåll. Organiska ämnen har analyserats ett fåtal gånger inom projektet, men i samarbete med andra projekt har ett antal studier genomförts där organiska ämnen analyserats på försöksfälten. Gruppen organiska ämnen är stor och det är kostsamt att analysera organiska ämnen i slam, jord och grödor, därför blir prioritering viktigt. Var står vi idag? Med denna rapport sammanställs flera studier med anknytning till de skånska försöksfälten, eller andra liknande försök med koppling till avloppsslam och återföring av näringsämnen till åkermark under svenska förhållanden, se sammanställningen i tabell 2.1.

Tabell 2.1 Rapporter och studier sammanställda häri samt delar av resultaten i dessa.

Försök	År	Analyserade organiska ämnen	Prov av matris	Teoretisk analys och bedömning av	Modellerad matris	Resultat av analyser av organiska ämnen
Fältförsök i Igelösa och Petersborg	1990, 1993, 1994	71 organiska föreningar	Slam, jord, grödor			T.ex. dioxin i slam ≤ 51 ng/kg Ts, i jord ≤ 1,1 ng/kg Ts
Inarbetning av rötslam i Oxie del I	1991-1993	71 organiska föreningar	Slam, jord, grödor, grundvatten samt Jämförelse med fältförsök i Danmark, år 1977–1989, och Enklare kärlförsök			I slam ≤ 12 st, i jord ≤ 11 st, grundvatten ≤ 2 st, i gröda detektionsgränsen för hög utom för PCB
Inarbetning av rötslam i Oxie del II	1996, 2000, 2001	6 PAH, 7 PCB, nonylfenol, ftalater	Jord			Viss minskning av PAH, nonylfenol, ingen större förändring PCB,
Organiska ämnen i slam	2014		Ingen provtagning	Riskbedömning och prioritering av 404 organiska mikroföroreningar		En 20 i topplista
Fältförsök Petersborg	2011	16 PAH, 7 PCB, nonyl–oktyl-fenol, PFOS, PFOA, triklosan	Sockerbeta, blast, jord	542 organiska mikroföroreningar bedömdes		Inget i jord, 4-tert-oktylfenol, 4-nonylfenoler detekterade i betor, PAH i blasten,
Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till mark	2013		Ingen provtagning	Riskbedömning och prioritering av nio metaller och 18 organiska mikroföroreningar	Jordbruksmark, skogsmark, växtetableringsskikt	Anrikning i jord PFOS>dioxiner>perfluordekansyra>perfluorundekansyra>PCB, kortkedjiga klorparaffiner, BDE 209
Screening av organiska föreningar i slambehandlad åkermark	2015	PFOS, PFOA, PAH, PBDE, galaxoid, tonalid, DEHP, TCPP, PCB, m.fl.	Jord, slam, gröda, mask, från tre olika fältförsök			Vissa ämnen ökar i jord med ökad slamgiva, inget i gröda. Modell och provresultat god överensstämmelse
Studie av NASID i grödor	2013	Naproxen, ketoprofen, diklofenak, ibuprofen	Grödor, slam,			Diklofenak och ibuprofen i slam, inget i grödan
Identifiering av fokusämnen för slam	2016			Prioriterade ämnen i EU:s ramdirektiv för vatten, SIN-list KEMIs PRIO-guide		En sammanfogad lista om 48 organiska miljögifter
Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin	2016	44 läkemedel	Latrin och klosettvatten	Behandling Modellering i jord och läckage, upptag i gröda	Jord, upptag i gröda	Våtkompostering effektivare än konventionellt avloppsreningsverk
Läkemedelsresterseröde i slambehandling och på åkermark	2016	24 läkemedel	Reningsgraden vid ett reningsverk, slam, jord, markvatten			Slammet innehöll 15 av 24 läkemedel (1,9–1 000 ng/g Ts). Fyra av 24 läkemedel återfanns i jorden (0,4–4,9 ng/g Ts), inget detekterades i markvatten.

3 Analys av organiska miljögifter vid fältförsöken i Petersborg och Igelösa – Hushållningssällskapet i Malmöhus läns rapport 1996

I projektet ”Slamspridning på åkermark” har rötat och avvattnat slam från Sjölunda och Källby avloppsreningsverk i Malmö respektive Lund spridits på försöksytor på Petersborgs gård strax söder om Malmö och på Igelösa gård strax norr om Lund. Valet av grödor har följt den växtföljd som tillämpats på respektive gård.

Försöksfältet, 120×36 m, är organiserat i ett rutmönster, se figur 3.1. I fältförsöken finns ett helt obehandlat led där varken avloppsslam eller mineralgödsel har tillförts sedan 1981. Tillförsel i de slambehandlade leden är motsvarande 1 och 3 ton torrsubstans (TS) per hektar och år. Tillförsel har skett vart fjärde år med 4 respektive 12 ton TS per tillfälle. Både led med och utan slam har kombinerats med olika mängder mineralgödsel. Tillförseln har varit ingen (0), halv (1/2) respektive hel (1/1) giva av kväve i förhållande till vad som betraktas som normal gödsling för respektive gröda. Vid halv och hel kvävetillförsel har rekommenderad mängd av fosfor och kalium tillförts. Detta rutsystem gör att det finns möjlighet att ta prov från jord och grödor som gödslats på olika sätt eller inte alls för att utvärdera effekterna av gödsling av avloppsslam. Omfattande provtagningar har gjorts före och efter slamspridningstillfällena för analys av bl.a. metaller, pH och näringsämnen.

A0	B0	C0	B0	C0	A0
A1	B1	C1	B1	C1	A1
A2	B2	C2	B2	C2	A2
A1	B1	C1	B1	C1	A1
A0	B0	C0	B0	C0	A0
A2	B2	C2	B2	C2	A2

A Utan slam
B Gödslad med 4 ton TS/ha slam
C Gödslad med 12 ton Ts/ha slam
0 Utan mineralgödsel
1 Halv giva mineralgödsel
2 Hel giva mineralgödsel

Figur 3.1 Schematisk bild över hur försöksfältet gödslats med olika givor enligt rutnätet. A-led har inte gödslats med rötat avloppsslam, B-led har gödslats med 4 ton Ts/ha och C-led har gödslats med 12 ton Ts/ha. Gödslingen med rötat avloppsslam har kombinerats med gödsling med mineralgödsel enligt följande: till 0-led har inget mineralgödsel tillsats, till 1-led har ½ kvävegiva avseende den gröda som odlas tillsats och till 2-led har hel kvävegiva.

Hushållningssällskapet Skåne, tidigare Hushållningssällskapet i Malmöhus län, publicerar återkommande rapporter från projektet. Rapporten 1996 skriven av Per-Göran Andersson, Malmöhus läns Hushållningssällskap och Peter Nilsson, VA-teknik & Vattenvård AB innehöll analys av organiska miljögifter vars resultat och slutsatser presenteras i detta kapitel. För att ta del av övriga resultat hänvisas till de årliga rapporterna utgivna av Hushållningssällskapet Skåne (Andersson, 2015).

3.1 Resultat av analyser av organiska miljögifter i slam

Åren 1989 och 1993 togs prover för att analysera organiska miljögifter i slam. ”Priority Pollutants” (PP) valdes, listan med ämnen kommer ursprungligen från USA men har anpassats av SI-Senter (Norge) tillsammans med norska naturvårdsverket till en lista med ämnen relevanta för norden. PP-listan innehåller totalt 71 miljögifter som är valda för att de är toxiska, svårnedbrytbara och bioackumulerbara. Dessutom finns de och används eller har använts i samhället. Utöver dessa 71 miljögifter har några samlingsparametrar också bestämts. EOCL vilket är extraherbart organiskt klor, AOX vilket är adsorberbara organiska halogener och EOX vilket är den extraherbara delen av de organiska halogenerna. Därtill en fördjupad analys av PCB. Bekämpningsmedel och dioxiner har också analyserats.

Slammet som spridits på Igelösa kommer från Källby reningsverk och slammet som spridits på Petersborg kommer från Sjölunda reningsverk. Av de analyserade miljögifterna kvantifierades 1989 13 miljögifter i slammet från Källby och tre stycken 1993. I slammet från Sjölunda kvantifierades fyra miljögifter 1989 och 12 stycken 1993. I bilaga 1 redovisas de miljögifter som analyserats och påträffats i slammen. För mer utförlig redovisning av analysresultaten hänvisat till rapporten. Totalt sett är det 25 av de 71 miljögifterna som påvisats i något av slammen vid något av analystillfällena. AOX och EOX analyserades endast 1989 och togs bort för att osäkerheten i analyserna var för stor. Resultaten av den fördjupade PCB analysen och EOCL redovisas i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Resultat från EOCL och PCB analyser av slammet från Källby och Sjölunda 1989 och 1993 angivet i mg/kg Ts.

	Lund -89 Källby	Lund -93 Källby	Malmö -89 Sjölunda	Malmö -93 Sjölunda
EOCL	63	57	68	75
PCB	0,9	0,2	0,3	0,2

Undersökningen av bekämpningsmedel i slammet visade att ingen av de 107 bekämpningsmedlen hittades i något av slammen vare sig 1989 eller 1993. Eftersom inget av bekämpningsmedlen hittades i något slam så beslöts att inte analysera dem i jord eller gröda.

Dioxin resultaten redovisas enligt flera metoder se tabell 3.2. Redovisas endast ett värde på dioxin är det normal nordisk metod som avses.

Tabell 3.2 Dioxinhalter i slam från Lund och Malmö 1989 och 1993 presenterade enligt olika metoder i pg/g Ts alt ng/kg Ts (10^{-6} mg/kg Ts).

Metod	Lund -89 Källby	Lund -93 Källby	Malmö -89 Sjölunda	Malmö -93 Sjölunda
Eadon	13	1,4	17	1,5
Nordisk	50	14	35	12
I-TEF	51	14	35	12

3.2 Resultat av analyser av organiska miljögifter i jord

Prov togs för analys av organiska miljögifter år 1 och 4 i slamspridningscykeln, år 1990 (år 1 i cykel 3), 1993 (år 4 i cykel 3) och 1994 (år 1 i cykel 4). 1990 påvisades nio miljögifter i jorden, ingen av dem i kvantifierbara mängder, se bilaga 1. 1993 påvisades 15 miljögifter i jorden, av dessa var sju kvantifierbara i något av försöksleden, se bilaga 1. 1994 påvisades 18 miljögifter i jorden, sju av dem kunde kvantifieras, se bilaga 1.

Författarna konstaterade att de högre halterna påträffas i jorden från Igelösa. Det tycks rimligt då slammet som spreds i Igelösa hade högre halter jämfört med det slam som spreds i Petersborg. Proverna från år 1994 är tagna efter att jorden fått ännu en slamgiva i jämförelse med 1993 och 1990. Resultaten var dock inte entydiga och det gick inte att säga att jorden innehöll mer miljögifter 1994 jämför med tidigare.

Resultaten av den fördjupade PCB analysen och av EOCl visar försumbara koncentrationer och därtill att B0-led inte entydigt har högre halter än A0-led, se tabell 3.3.

Tabell 3.3 Resultat av analyserna av jordproverna från Petersborg och Igelösa angivna i mg/kg Ts.

Prov	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
S:a PCB 1990	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.
S:a PCB 1993	i.d.	i.d.	i.d.	i.d.
S:a PCB 1994	0,002	0,006	0,003	0,003
EOCl 1990	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
EOCl 1993	1,6	1,6	3,4	2,2
EOCl 1994	0,34	0,58	0,47	2,4

i.d.: icke detekterat

Dioxin analyserades i B0-led 1993 (år 4 cykel 3) och i A0- och B0-led 1994 (år 1 cykel 4). Resultaten från 1994 återspeglar att jorden fått ännu en slamgiva jämfört med 1993. Dock är det ingen skillnad mellan A0- och B0-led i Igelösa, i Petersborg kan man se en liten ökning för B0-led se tabell 3.4.

Tabell 3.4 Dioxinhalter i jord från Lund och Malmö 1993 och 1994 presenterade enligt olika metoder i pg/g Ts alt ng/kg Ts (10^{-6} mg/kg Ts).

Metod	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
1993 (år 4 cykel 3)				
Eadon	i.a.	0,49	i.a.	0,65
Nordisk	i.a.	0,50	i.a.	0,67
I-TEF	i.a.	0,51	i.a.	0,69
1994 (år 1 cykel 4)				
Eadon	0,52	0,79	0,86	0,86
Nordisk	0,60	0,89	1,1	1,1
I-TEF	0,63	0,92	1,1	1,1

i.a: icke analyserat

Förhållandet av dioxininnehållet i slam jämför med i jorden visar på att 1/100 av vad som fanns i slammet återfinns i jorden. Med hänsyn till

utspädningsfaktorn 1:4200 kunde det konstateras att den mängd dioxin som tillförs jorden med slammet är av underordnad betydelse. Atmosfäriskt nedfall har troligen stor inverkan på resultaten.

3.3 Resultat av analyser av organiska miljögifter i grödor

Prov togs för analys av organiska miljögifter i spannmål och oljeväxter som odlades på åkrarna 1990, 1993 och 1994. De miljögifter som analyserades efter var de som hade påvisats i slammet.

Grödorna var olika på de båda gårdarna de år då prover togs. På Petersborg, som gödslats med slam från Sjölunda, Malmö, odlades 1990 höstvete, 1993 höstraps och 1994 höstvete. På Igelösa, som gödslats med slam från Källby, Lund, odlades 1990 höstraps, 1993 vårvete och 1994 konservärtor. 1990 (år 1 cykel 3) analyserades de 71 organiska miljögifterna i vetekärna och rapsfrö skördade i ruta B0, d.v.s. normal slamgiva och utan mineralgödsel. Resultatet var att inget av miljögifterna kunde påvisas i höstvetet och endast ett i rapsfröna. Det påvisade, ej kvantifierbart, miljögiftet vara DEHP (di-(2-etylhexyl)ftalat). Inte heller kunde någon EOCL eller PCB påvisas.

Vid provtagningen 1993 (år 4 cykel 3) utökades provtagningen och innefattade då grödor från både led A0 och B0 (A0 utan slam och utan mineralgödsel). Det året odlades höstraps på Petersborg och vårvete på Igelösa. Detta år kvantifierades och påträffades flera mono- och bicykliska aromater se tabell 3.5. År 1994 (år1 i cykel 4) odlades höstvete i Petersborg och konservärtor i Igelösa. De påträffade och kvantifierade miljögifterna återges i tabell 3.6.

Tabell 3.5 Av de analyserade 71 organiska miljögifterna påträffades eller kvantifierades nedan miljögifter i grödorna som odlades 1993 på fälten A0 (utan slamgödsel, utan mineralgödsel) och B0 (normal slamgiva, utan mineralgödsel). I Petersborg odlades vårvete och i Igelösa odlades höstraps. (mg/kg Ts).

Miljögift	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
Bensen	1,3	*	1,2	1,1
Toluen	3,7	2,9	4,3	4,0
Etylbensen	0,5	0,3	0,9	0,8
m-/p-Xylen	2,0	1,6	3,7	3,1
o-Xylen	0,7	0,5	1,5	1,2
Naftalen	0,26	*	0,37	0,29
2-Metylnaftalen	*	-	*	*
1-Metylnaftalen	-	-	*	*
Kloroform	0,9	0,8	3,2	4,0

- innebär att miljögiftet inte påvisats
* innebär att miljögiftet påvisats men ej kvantifierats.

Vid en jämförelse av resultaten mellan A-led och B-led så ser man att det är i stort sett samma miljögifter som påträffats i båda leden. De koncentrationer som uppmäts skiljer sig heller inte åt mellan de båda leden. Den mest troliga slutsatsen är därför att de uppmätta föroreningarna kommer från atmosfärisk deposition och inte från slamanvändningen.

Tabell 3.6 *Av de analyserade 71 organiska miljögifterna påträffades eller kvantifierades nedan miljögifter i grödorna som odlades 1994 på fälten A0 (utan slamgödsel, utan mineralgödsel) och B0 (normal slamgiva, utan mineralgödsel). I Petersborg odlades höstvete och i Igelösa konservärtor. (mg/kg Ts).*

Miljögift	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
Bensen	0,2	0,2	1,1	1,3
Toluen	0,4	0,4	0,5	0,4
Etylbensen	0,2	0,1	0,3	0,3
m-/p-Xylen	0,5	0,5	1,5	1,5
o-Xylen	0,1	0,1	0,7	0,7
Naftalen	*	-	0,2	*
Bifenyl	-	-	*	-
DEHP	-	0,5	-	-
Kloroform	0,1	0,13	0,012	-
Tetrakloreten	-	0,05	0,03	-

- innebär att miljögiftet inte påvisats
* innebär att miljögiftet påvisats men ej kvantifierats.

Den fördjupade analysen av PCB visar att koncentrationerna ligger under detektionsgränsen, som vid 1994 års analys var 0,002 mg/kg Ts. EOCl varierar kraftigt med olika grödor. Det konstaterades att det i B-led var något lägre koncentrationer än i A-led, se tabell 3.7.

Tabell 3.7 *EOCl analyserna av grödorna odlade vig Petersborg och Igelösa angivet i mg/kg Ts.*

Prov	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
EOCl-90	i.a	≤ 0,5	i.a	≤ 0,5
EOCl-93	59	51	19	13
EOCl-94	0,91	0,79	2,5	2,0

i.a: icke analyserat

Dioxinhalterna har analyserats i grödor olika år i led B0 eller i både led B0 och A0. Resultaten presenteras i enlighet med de tre metoderna Eadon, Nordisk och I-TEF, se tabell 3.8. Dioxinhalterna är i de flesta fall högre i B-led än i A-led.

Tabell 3.8 *Dioxinhalterna i de grödor som odlats i Petersborg och i Igelösa angivna i pg/g Ts (10^{-6} mg/kg Ts).*

Metod	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
1990 (år 1 cykel 3)		höstvete		raps
Eadon	i.a	0,36	i.a	0,17
Nordisk	i.a	0,43	i.a	0,27
I-TEF	i.a	0,45	i.a	0,27
1991 (år 2 cykel 3)			vete	vete
Eadon	i.a	i.a	0,11	0,028
Nordisk	i.a	i.a	0,067	0,032
I-TEF	i.a	i.a	0,069	0,032

Metod	A0 Petersborg	B0 Petersborg	A0 Igelösa	B0 Igelösa
1993 (år 4 cykel 3)	raps	raps		
Eadon	0,20	0,30	i.a	i.a
Nordisk	0,10	0,22	i.a	i.a
I-TEF	0,11	0,22	i.a	i.a
1994 (år 1 cykel 4)	höstvete	höstvete	konservärtor	konservärtor
Eadon	0,026	0,0089	0,074	0,120
Nordisk	0,021	0,010	0,053	0,130
I-TEF	0,021	0,010	0,053	0,130

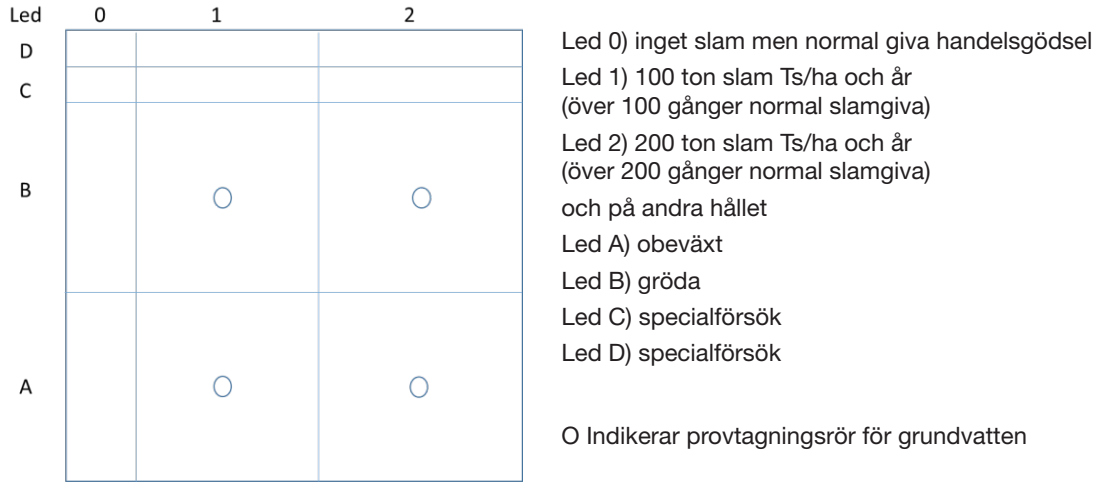
i.a: icke analyserat

3.4 *Slutsatser*

Analyser av organiska ämnen i det slam som gödslats med vid Petersborg och Igelösa kvantifierades fyra respektive 12 av 71 analyserade organiska ämnena och totalt påvisades 25 stycken. Analyser av de 71 organiska ämnena i jorden visar inte på någon trend. Antalet påvisbara och kvantifierbara varierar mellan nio och 18 respektive noll och sju. I grödan; höstvete, höstraps, vårvete, konservärtor, som analyserades avseende de 71 organiska ämnena påvisades ett år endast ett ämne i rapsfrö, inget av miljögifterna var kvantifierbara. Vid de två nästkommande analystillfällena kvantifierades flera mono- och bi-cykliska aromater i grödan.

4 Försök med inarbetning av rötslam i Oxie, Malmö kommun 1991–1993

Försök med inarbetning av rötslam i Malmö kommun, slutrapport av projektet 505-1796-91-SV, Naturvårdsverkets rapport 4823 av Thord Ohlson, EDAFOS AB, Peter Nilsson, VA-Teknik & Vattenvård AB och Sven-Åke Fädmyr, Malmö VA-verk hade bland annat som syfte att undersöka miljöpåverkan av slam i jord. Försöket bestod av en yta om 17 000 m^2 i anslutning till gamla reningsverket i Oxie i Skåne. Rötat och avvattnat slam från Klagshamns avloppsreningsverk i Malmö användes vid försöken. Försöksfältet delades in i ett rutsystem (figur 4.1) där varje led motsvarar en viss slamgiva eller med eller utan gröda enligt följande:



Figur 4.1 Försöksplan över försöket med inarbetning av slam i Oxie.

Ett syfte med försöket vara att undersöka miljöpåverkan vid inarbetning, eller kompostering som det också kallas, av större mänger slam. Detta gjordes genom att studera balansen mellan växtnäringsämnen och miljöstörande tungmetaller, och nedbrytningsförloppet av organiska miljöstörande ämnen samt om där förekom luktemissioner som hade negativ inverkan på omgivningen. För allt annat som inte berör organiska miljögifter så hänvisas till originalrapporten.

4.1 Resultat av slamanalyser

På tre år genomfördes sex slamspridningar på försöktfältet. Slammets pH varierade mellan 7,3 och 8,0. Slammets Ts-halt ökade något över åren från ca 22 % till 25 % och andelen organiskt material mätt som glödförlust svagt sjunkande från 60–65 % till 55–60 %. Slammet har låga halter av organiska miljögifter. Analyser av slammet visade fenolhalter som varierade mellan 5 och 25 mg/kg Ts. För toluen varierade det mellan ~2-9 mg/kg Ts för 1993. Åren -91 och -92 var koncentrationerna under detektionsgränsen,

och detektionsgränsen varierade mellan 1–9 mg/kg Ts. För PAH (6) mellan 1,5–2,5 mg/kg Ts, för PCB (7) mellan 0,05–0,3 mg/kg Ts och för nonylfenol 50–280 mg/kg Ts. För PCB och nonylfenol ses en minskande trend under åren. Halten av DEHP i slammet var kring 30–40 mg/kg Ts. Av de 70 organiska miljögifter som analyserades i det stora paketet, se Tabell 4.1. kan man se att mängden kvantifierbara miljögifter ökar med åren i slammet. Om detta beror på ökade koncentrationer eller om det beror på förbättrad analysmetodik och därmed lägre detektionsgränser går inte att säga.

Tabell 4.1 Analys av 70 organiska miljögifter i slam.

Prov	Ej påvisade av 70 ämnen	Påvisade men ej kvantifierbara	Påvisade och kvantifierade
1991	55	9	6
1992	52	9	9
1993	56	2	12

Av de påvisade men ej kvantifierbara miljögifterna kan nämnas mono- och bicykliska aromater såsom bensen, toluen, m-/p- och o- xylen. m-/p- kresol och kloroform som påträffades i flera prover. Som jämförelse analyserades handelsgödsel med avseende på ett fåtal organiska miljögifter. PCB påträffades i en koncentration om 14 µg/kg Ts.

4.2 Resultat av jord

Generellt kan man säga att det var högre halter i matjordsskiktet vilket avser 0–30 cm djup i jämförelse med skiktet under 30–60 cm djup. Med vissa undantag var halterna i skiktet 30–60 cm oförändrade. I proverna tagna 1993 kan man se en ökning av toluen, troligen till följd av ökade halter i slammet. Framförallt ses en ökad halt av närsalter i de slamgödslade leden, ingen pH-förändring noterades. Man kunde också notera en ökad fukthalt och mullhalt med ökad slamgiva. Fenolhalten ökade med en tiopotens under 1993 i led A2 och B2 från att tidigare legat i nivå med nollproverna.

Jordprov från alla led analyserades med lilla analyspaketet och i led B2 analyserades matjorden med stora analyspaketet d.v.s. 70 organiska miljögifter. Det är låga halter som tillförs med slammet. Nonylfenol, PCB och toluen låg alla under detektionsgränsen. För DEHP kan en ökning ses med ökad slamgiva, detsamma gäller för PAH. Av de 70 analyserade organiska miljögifterna är det svårt att utläsa någon trend, se Tabell 4.2. möjligen en mindre ökning. Man kan inte se någon generell ökning vilket ledde till slutsatsen att den biologiska aktiviteten i jorden bryter ner miljögifterna.

Tabell 4.2 Analys av organiska miljögifter i matjord (0–30 cm) led B2 efter slamgivor.

Prov	Ej påvisade av 70 ämnen	Påvisade men ej kvantifierbara	Påvisade och kvantifierade
Nollprov 1991	50	16	4
April 1992	60	8	2
Oktober 1992	51	8	11
Oktober 1993	60	2	8

Bland de 70 organiska miljögifterna som påvisas i låga halter att de inte kan kvantifieras återfinns mono- och bicykliska aromater såsom bensen, toluen m-/p- och o-xylen. Även nonylfenol och kloroform har påvisats. Generellt är det högre halter i led A1 och A2 i jämförelse med B1 och B2, vilket stödjer antagandet om ökad mikrobiell omsättning där gröda växer.

4.3 Resultat av grundvatten

Grundvattenprover är tagna från varje ruta i försöksfältet. Prov har tagits efter det att de installerade rören först tömts på vatten. Grundvatten analyserna påvisar ingen långsiktig pH förändring, pH-värdet har legat mellan 7,2–7,7. COD och BOD har legat på samma nivå som nollproverna, med undantag för led A2 där en svagt ökad trend ses. Ammoniumhalten har legat kring 25–75 mg/l med undantag för nollprovet som låg på 100 mg/l. I led B2 har något enstaka värde uppmätts till 100–150 mg/l. Ammoniumhalterna tyder på god nitrifikation i jorden.

Fenolhalten har varierat mellan 2–25 µg/l och under 1993 <10 µg/l. Av de organiska miljögifter som analyseras i lilla analyspaketet var summa PCB 7, nonylfenol och toluen alla under detektionsgränsen. Två värden av summa PAH 6 vid provtagningen i oktober 1992 var över detektionsgränsen. Dessa prov var tagna före försöksfältet i grundvattnets flödesriktning samt i led B2. Nivåerna var tillbaka under detektionsgränsen vid provtagningar 1993. DEHP visade på en ökande trend och 1992 påvisades förhöjda halter även uppströms försöktfältet. Bland de 70 organiska miljögifterna kan inga nämnbara skillnader mellan åren påvisas, se Tabell 4.3.

Tabell 4.3 Analysresultaten av grundvattnet visar inte på någon ökad förekomst efter slamgivor.

Prov	Ej påvisade av 70 ämnen	Påvisade men ej kvantifierbara	Påvisade och kvantifierade
Nollprov 1991	62	7	1
April 1992	62	6	2
Oktober 1992	67	3	0
Oktober 1993	63	6	1

Bland de organiska miljögifter som påvisats men ej kvantifierats återfanns mono- och bicykliska aromater såsom bensen, toluen, etylbensen, m-/p- och o-xylen. Sammanfattningsvis visar resultaten att det inte förekommit något läckage av de 70 organiska miljögifterna till grundvattnet.

4.4 Resultat från analys av gröda

Prover togs ut från höstskördarna för analyser av lilla analyspaketet. Av de analyserade miljögifterna var i stor sett alla under detektionsgränsen och inga tydliga trender kunde utläsas. Det var endast vissa PCB-föreningar som var över detektionsgränsen, halterna har dock inte ökat med ökad slamgiva.

4.5 Resultat från liknande försök i Aalborg

I Aalborg finns ett försöksfält jordbruksmark som under kontrollerade former har slamgödslats mellan åren 1977–1989 med ca 130 ton Ts/ha (ca 150 gånger normal slamgiva) och år. Inga analyser av organiska miljögifter har gjorts tidigare. Prover togs för att analysera några organiska miljögifter. Endast PAH återfanns i kvantifierbara mängder, se Tabell 4.4. Slammet från Aalborg har i jämförelse med slammet från Klagshamn högre halter av PAH. Halterna av de andra miljögifterna, PCB 7, toluen och DEHP ligger på samman nivå i de båda slammen. Slammet från Klagshamn har däremot betydligt högre halter av nonylfenol. Totalt fram till provtagningen 1992 har försöksfältet i Aalborg mottagit slam motsvarande 1 400 ton Ts/ha.

Tabell 4.4 Resultatet av analys av några organiska miljögifter i jord efter olika slamgivor mellan 1977–1989 vid ett försök i Aalborg Danmark.

Prov	S:a PAH	S:a PCB	Nonylfenol	Toluen	DEHP
Slam 1992	0,56	0,121	5	<2	36
Jord 1400 t Ts/ha	0,21	<0,003	<1	<2	<1
Jord 285 t Ts/ha	0,085	<0,003	<1	<2	<1
Jord 0 t Ts/ha	0,095	<0,003	<1	<2	<1

Minskningen av PAH är tydlig, men det är oklart huruvida den beror på biologisk nedbrytning eller om det är en utspädningsfaktor. Bakgrundshalten i opåverkad jord ligger nära detektionsgränsen. Samma resonemang kan föras för PCB 7.

4.6 Resultat från budgetberäkning av organiska ämnen

Eftersom de flesta organiska miljögifter varit under detektionsgränsen i mark och grundvatten är det inte meningsfullt eller möjligt att genomföra en budgetberäkning över dem. Bortförsel med grundvattnen anses vara försumbar. Av de organiska miljögifter som analyserats är det PAH 6 och DEHP som återfinns i koncentrationer över detektionsgränsen, se tabell 4.5.

Tabell 4.5 Förändrade halter av några organiska miljögifter till följd av tillförsel av dubbel slamgiva. Jordanalyserna avser fält B2.

Ämne	Ursprunglig mängd i matjorden	Tillfört med slam	Kvar i matjorden	Ej redovisat (% av tillfört)
Nonylfenol (kg/ha)	< det. gräns	94	< det. gräns	-
S:a PCB 7 (g/ha)	< det. gräns	123	< det. gräns	-
S:a PAH 6 (kg/ha)	1	1,2	2,1	17
DEHP (kg/ha)	< det. gräns	23,6	8,4	-
Toluen (kg/ha)	< det. gräns	1,2	< det. gräns	-

Nonylfenol har tillförts med 94 kg/ha, då det inte är detekterbart i matjorden (detektionsgräns 4,2 kg/ha) dras slutsatsen att nonylfenol omsätts i jorden. Att inte PCB 7 återfinns i jorden kan ev. förklaras med att den tillförda

mängden utslaget på kg Ts jord ligger i samma nivå som detektionsgränsen. Före tillförsel av slam var DEHP koncentrationen lägre än detektionsgränsen (0,8 kg/ha). De dryga 8 kg/ha som återfinns av den tillförda DEHP leder till slutsatsen att 2/3 har mineraliserats eller omvandlats i jorden. PAH detekterades före tillförsel av slam och även efter tillförsel. Sammantaget är det endast PAH 6 som inte indikerar någon mineralisering. Sammanfattningsvis kan sägas att det är en avsevärt liten påverkan med tanke på den stora mängd slam som påförts, led 1–369 ton Ts/ha och led 2–726 ton Ts/ha.

4.7 Resultat från enklare kärlförsök

Genom att ta jord från det fält som gödslats med högst slamgiva och där ingen gröda odlats studerades grödans påverkan på nedbrytning av organiska miljögifter. För att kunna studera påverkan under kontrollerade former fördelades jorden på 20 krukor och kultiverades i växthus. Tio av krukorna såddes med rajgräs och tio var utan gröda. När gräset var fullväxt skördades det och samtidigt med det slaktades en kruka för jordanalyser. Krukorna skördades var fjärde vecka, totalt genomfördes tre skördar. Som referens ingick i försöket krukor med vanlig såjord (Hammenhögs såjord). Analyser före försöket visade på låga halter organiska miljögifter, endast PAH och DEHP som var över detektionsgränsen. Jordanalyser 107 dagar efter sådd visar ingen skillnad mellan osått och sått. PAH koncentrationen var före sådd 0,65 mg/ Ts och efter sådd 0,57 mg/kg Ts. Färskvikten av skörden jämfördes mellan slamjord och såjord, se Tabell 4.6.

Tabell 4.6 Skörderesultat vid varje skördetillfälle som medeltal av alla krukor i kärlförsöket.

Jord	Skörd 1 (g färskvikt/kruka)	Skörd 2 (g färskvikt/kruka)	Skörd 3 (g färskvikt/kruka)
Slamjord	17	53	52
Såjord	37	61	33

Slamjorden uppvisar ett normalt förlopp för slamjord i jämförelsen med såjord. Såjord har mer lättillgängliga näringsämnen vilket ger god tillväxt i början, därefter ökar tillväxten i slamjorden för att efter tre månader gå om såjorden.

4.8 Slutsatser

Resultaten av de slamanalyser som gjorts visade på en ökning av antalet kvantifierbara organiska ämnen. Om orsaken var förbättrade analyser eller en faktisk ökning gick inte att avgöra. Av jordanalyserna kunde högre halter påvisas i det övre skiktet, matjordsskiktet (0–30 cm) än i det under (30–60 cm). Av de 70 analyserade organiska miljögifterna är det svårt att utläsa någon trend, man kunde inte se någon generell ökning vilket ledde till slutsatsen att den biologiska aktiviteten i jorden bryter ner miljögifterna. I grundvattenanalyserna av de 70 organiska ämnena var merparten (62–67 de

olika åren) ej detekterbara 1–2 var kvantifierbara. Analyser av gröda visade på förekomst av ett fåtal PCB:er dock utan förändring med ökad slamgiva.

5 Organiska miljöstörande ämnen på inarbetningsytor i Oxie, Malmö kommun

Ett fortsättningsprojekt av ovanstående projekt, resultaten presenteras i en rapport från Sysav Utveckling. Projekt 083, Slamspridning på åkermark, november 2001.

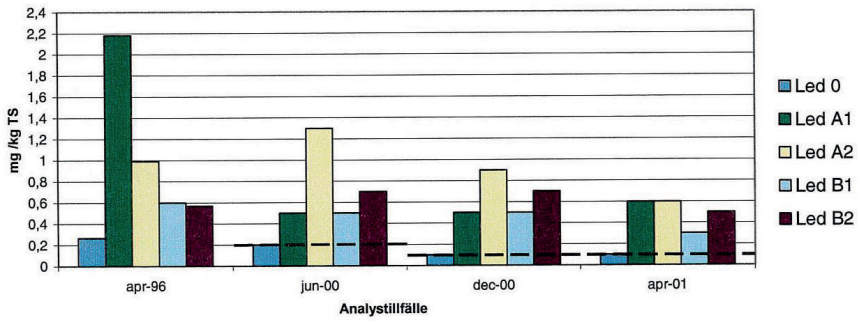
5.1 *Resultat av analyser av jord och slamgödslad jord*

Efter att inarbetningen av slam avslutats 1996 har provtagningar genomförts vid ett antal tillfällen år 2000 och 2001. Syftet var att undersöka om halterna i marken sjunkit under åren.

- Led 0) inget slam men normal giva handelsgödsel
- Led 1) 100 ton slam Ts/ha och år
- Led 2) 200 ton slam Ts/ha och år
  och på andra hållet
- Led A) obeväxt
- Led B) gröda

Jordprover har tagits i matjordsskiktet, 0–30 cm djup, för analys av PAH 6, PCB 7, nonylfenol och ftalaterna di-2-etylhexylftalat (DEHP), dietylftalat (DEP), butylbensylftalat (BBP), di-n-butylftalat (DBP) och di-n-oktylftalat. Jordproverna från 1996 analyserades av Agrolab Scandinavia AB i Kristanstad och 2000 samt 2001 utfördes analyserna av PAH 6 och PCB 7 av VA-verket i Malmö Vattenlaboratorium resterande analyser utfördes av Alcontrol. Samtliga laboratorium var ackrediterade.

De kraftigt slamgödslade (100–200 ggr normal slamgiva) leden (led 1 och 2), uppvisade högre halter av PAH jämfört med de icke slamgödslade leden (led 0). En viss minskning av PAH kan ses genom åren. Jämförelsen mellan slamgödslade led och icke slamgödslade led visar att det slamgödslade ledet ligger ca 3–6 ggr högre fem år efter sista slamspridningen. Diagrammet i Figur 5.1 visar resultaten av PAH analyserna.



Figur 5.1 Summa PAH i jorden. (Sysav, 2001)

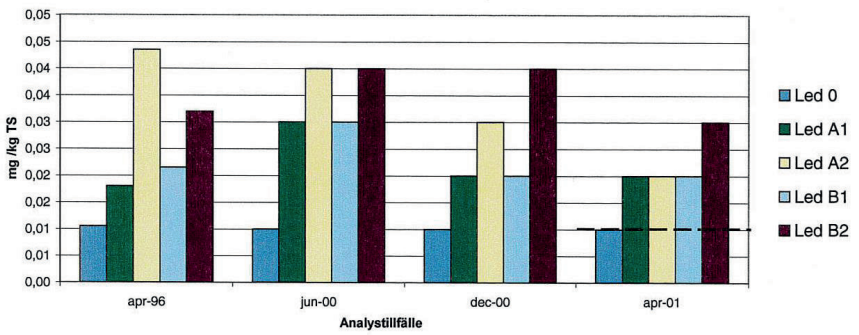
Led 0 ej slamgödslad.

Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.

Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.

Streckad linje visar detektionsgränsen. 1996 var detektionsgränen 0,01 mg/kg Ts.

Analysresultaten av PCB visar inte på några större förändringar av halterna. Det led med störst giva visar högst halter och möjligen kan en viss minskning skönjas i led A2, ledet med högst giva och utan gröda, se Figur 5.2.



Led 0 ej slamgödslad.

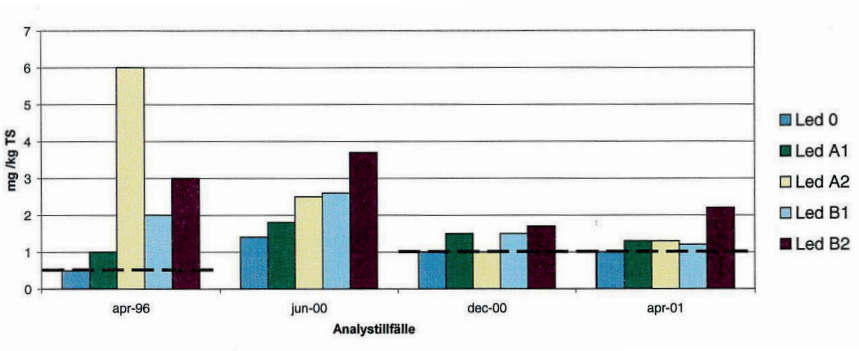
Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.

Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.

Streckad linje visar detektionsgränsen. Detektionsgränsen för analyserna från april -96, juni -00 och december -00 är inte framräknade.

Figur 5.2 Summa PCB i jorden. (Sysav, 2001).

För nonylfenol (fig. 5.3) kan man se en sjunkande trend från april 1996 till april 2001. De slamgödslade leden innehåller högre halter än det utan slamgödsel. Efter fem år är koncentrationen av nonylfenol i alla led utom led B2 i närheten av detektionsgränsen.



Led 0 ej slamgödslad.

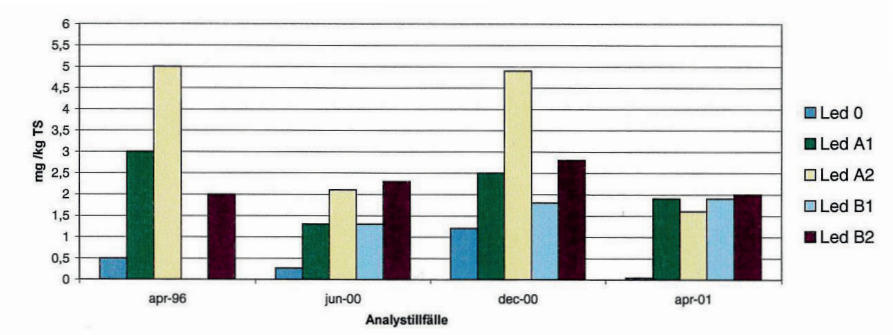
Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.

led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.

Streckad linje visar detektionsgränsen.

Figur 5.3 Koncentrationen av nonylfenol i jorden. (Sysav, 2001)

Ftalater analyserades inte i jordproverna under tiden som slamspridningsförsöket pågick och det finns därför bara analysresultat från åren 2000 och 2001. Analyserna av DEHP fluktuerar upp och ner mellan de olika analystillfällena, se figur 5.4. Det skulle kunna förklaras av att det är lätt att kontaminera prover med DEHP och därmed svårt att analysera. Dock visar resultaten att de slamgödslade leden har högre halter än det utan slamgödsel.



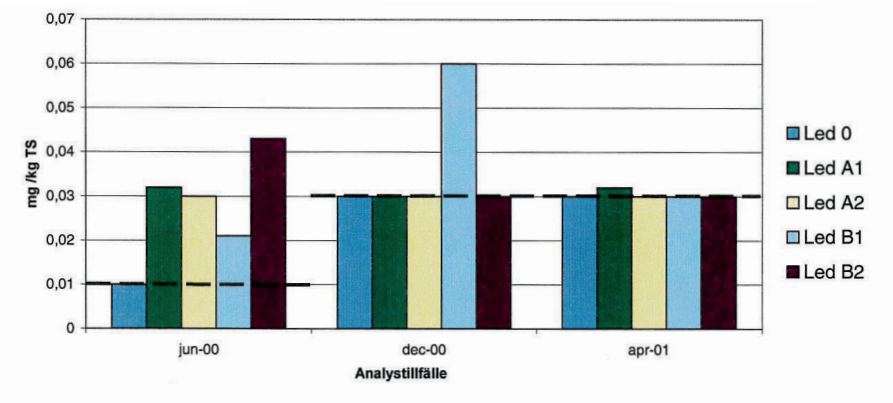
Led 0 ej slamgödslad.

Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.

Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.

Figur 5.4 Koncentrationen av DEHP i jordproverna. (Sysav, 2001).

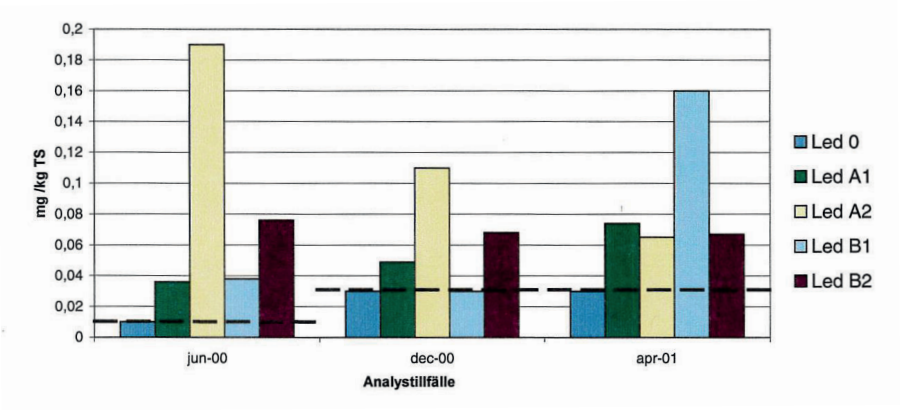
Koncentrationen av DEP ligger i flera fall under detektionsgränsen, se figur 5.5.



Led 0 ej slamgödslad.
Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.
Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.
Streckad linje visar detektionsgränsen.

Figur 5.5 Koncentrationen av DEP i jorden. (Sysav, 2001).

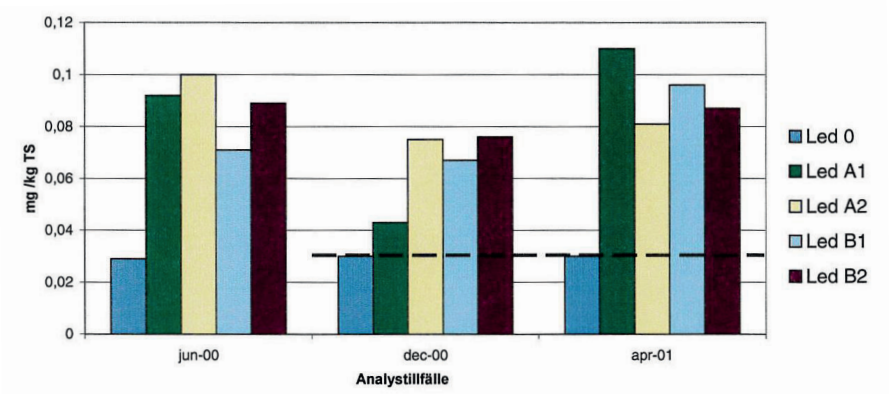
Koncentrationen av BBP indikerar både stigande koncentrationer och minskande, se figur 5.6.



Led 0 ej slamgödslad.
Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.
Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.
Streckad linje visar detektionsgränsen.

Figur 5.6 Koncentrationen av BBP i jorden. (Sysav, 2001).

Halterna av DBP i jorden ligger i alla led över detektionsgränsen med undantag för det led utan slamgödsling, se figur 5.7.



Led 0 ej slamgödslad.
Led 1 slamgödslad 100 t slam Ts/ha och år.
Led 2 med 200 t slam Ts/ha och år.
Streckad linje visar detektionsgränsen.

Figur 5.7 Koncentrationen av DBP i jorden. (Sysav, 2001)

Koncentrationerna i jorden av DMP och di-n-oktylftalat låg samtliga under detektionsgränsen. För de detekterade ftalaterna kan ingen minskning fastställas.

5.2 Slutsatser av fältförsöket i Oxie

Sammanfattningsvis ska man komma ihåg att de redovisade resultaten är stickprov från en relativt stor yta. Analyserna som är genomförda är svåra och metoderna har ändrats under den aktuella analysperioden. Därtill kan läggas att mätosäkerheten är hög. Det är därför viktigt att vara försiktig med att dra slutsatser på enskilda analyser.

Om ovan redovisade resultat kan sägas att halterna av nonylfenol minskar i jorden. Viss del av denna minskning beror sannolikt på förändrat analysförfarande och det är svårt att avgöra hur stor del som kan tillskrivas nedbrytning. Tendensen är dock minskande halter från juni 2000 och framåt. Man ska också komma ihåg att nya miljöstörande ämnen bildas när nonylfenol bryts ned.

För PAH kan man se en sjunkande trend men i förhållande till icke gödslat led så är halterna höga. För övriga analyserade organiska miljöstörande ämnen så finns inga klara trender. Det troliga är att de organiska ämnena bryts ned men mycket långsamt och att förändringar under fem år är marginella.

6 Organiska ämnen i slam – en prioritering för slamåterföring

SVU-rapport nr 2014-09 av Niklas Törneman, Martijn van Praagh, Martin Bjarke, Matilda Johansson, Lina Ingelstedt Frendberg och Pär Hallgren, Sweco.

Syftet med projektet var att förse VA-branschen med information om vilka organiska ämnen som troligen inte utgör något problem i slamåterföringen samt att identifiera potentiellt problematiska ämnen. Projektet skulle leda till en bedömning av vilka ämnen som mindre intressanta och vilka som är av störst vikt ur ett miljö- eller hälsoperspektiv i samband med slamanvändning på åkermark.

6.1 Urval av ämnen

Som utgångspunkt för vilka ämnen som skulle ingå i bedömningen samlades data in för 404 organiska ämnen som mätts i slam i Sverige. För att göra mängden ämnen mer hanterbar reducerades de 404 organiska ämnena till 152 representativa ämnen. Reduceringen av antalet ämnen gjordes genom ett expertbaserat urval. Urvalet baserades på att ta med maximalt tre ämnen från varje kemisk grupp, uppmätt koncentration i slam och toxicitet samt att exkludera klassiska och tidigare väl studerade organiska ämnen. De 152 miljögifterna (se bilaga 2) utvärderades från slam till spridning på åkermark. För modelleringen användes BASL4 (Hughes et al. 2005, 2008; Hughes och Mackay 2011). Modellen är specifikt framtagen för att beräkna vad som händer med organiska ämnen i miljön efter tillförsel med slam på åkermark. Modellberäkningarna gjordes för en period om nio år.

6.2 Riskbedömning och prioritering

Utifrån modelleringen avlästes ämnenas totalkoncentration i ytlig och djupare åkerjord, totalkoncentrationen i rotgröda och totalkoncentrationen i porvatten. Med hjälp av modelleringen kunde också en riskkvot för angränsande ytvatten beräknas. En riskkvot beskriver hur stor risk det är att ett miljögift förekommer i en koncentration i naturen som är högre än den som orsakar effekt.

Med hjälp av en annan modell, ECOSAR beräknades ämnenas ekotoxikologiska lågriskkoncentration för ytvatten. I enlighet med EU:s riskbedömningsmetodik adderades en säkerhetsfaktor på 1 000. Bedömningen blev på så sätt mycket försiktig. I den slutliga rangordningen vägs de olika matriserna, jord, porvatten, gröda och riskkvot PEC/PNEC in. Det är de matriser som modellerats och beräknats i studien. De 40 högst rangordnade miljögifterna presenteras i en tydlig rangordning där de olika modelleringarna vägts samman, se rapporten för utförliga resultat. I bilaga 2 återges

de miljögifter som är bland de 20 i topp av uppmätta medelhalter i slam. Vidare de miljögifter som enligt modelleringen är bland de 20 i topp i åkerjord, gröda, porvatten och riskkvot för ytvatten samt de 40 högst rangordnade. Slutsatserna efter modelleringen är att benzotriasoler förekommer högt upp i rangordningen. Av modellstudien framkom att det är i stort sett samma miljögifter som återkommer bland de 20 i topp för de olika matriserna. Vilket i sin tur innebär att ett stort antal miljögifter inte tycks utgöra något stort hälso- eller miljöproblem. Eftersom det vid urvalet av miljögifter för denna studie valdes ett fåtal miljögifter från samma ämnesgrupp är det av intresse att undersöka de bortvalda miljögifter där ämnesgruppen rankats högt.

6.3 Slutsatser

Författarnas rekommendationer är att följa ett fåtal miljögifter hela vägen från inkommande vatten, slam och gödslad åkerjord med analyser för att verifiera modellresultaten. De miljögifter som väljs för analys bör vara från olika ämnesgrupper. Bättre modellering behövs av upptag av miljögifter i grödor. Vidare rekommenderar de en litteraturstudie i syfte att beräkna humanexponering via intag av grödorna som odlats på slamgödslad åker.

7 Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam

En SVU- rapport 2014-12 av Maritha Hörsing, Jes la Cour Jansen och Anna Ledin från Lunds tekniska högskola samt Eva Eriksson från Danmarks tekniska universitet och Charlott Gissén från Sveriges lantbruksuniversitet Alnarp.

Syftet med projektet var att göra en inledande bedömning av om gödsling med avloppsslam medför förhöjda halter av organiska miljögifter i jorden och om de tas upp i grödan som odlas där. Fältstudierna genomfördes vid Petersborg där slamspridning pågått sedan 1980-talet. Försöksfälten är närmare beskrivna ovan.

7.1 Val av organiska miljögifter

De organiska miljögifterna som skulle analyseras i de olika matriserna valdes systematiskt genom att tillämpa CHIAT-metoden (Chemical Hazard Identification and Assessment Tool), metoden finns utförligt beskriven i Ledin m.fl., 2005. Kortfattat bedöms och rankas kemiska faror av ett organiskt miljögift i en matris. För rankingen av de organiska miljögifternas farlighet används verktyget RICH (Ranking and Identification of Chemical Hazards) som finns utförligare beskrivet i Baun m.fl., 2006. Verktyget hjälper till att identifiera de organiska miljögifter som har inneboende egenskaper som kan utgöra en fara. Utgångspunkt för att välja bland alla organiska miljögifter var att ta reda på vilka som har uppmätts i slam – 642 stycken vid tiden för rapportens genomförande. Av de 642 kunde 542 kopplas till ett CAS-nummer. För att genomföra rankingen behövs data om de organiska miljögifternas egenskaper och ett antal föll bort pga. att data saknades. Efter genomgång av de organiska miljögifterna enligt den valda metodiken återstod ca 300 miljögifter att välja bland. Projektets referensgrupp tillsammans med projektdeltagarna enades om ett fåtal miljögifter att analysera. Grunderna för valen finns redogjort för i rapporten. De valda organiska miljögifterna var 4-Nonylfenol, 4-oktylfenol, och bisfenol-A, 16 PAH:er, sju PCB:er de fluorerade ämnena PFOS och PFOA samt triklosan, se bilaga 1.

7.2 Provtagning och analysresultat

Provtagningen av jord, sockerbetor och blasten från sockerbetorna genomfördes hösten 2011. Analyserna av proverna genomfördes av ALS Scandinavia AB enligt ackrediterade metoder för jordproverna. För analys av sockerbetor och sockerbetsblast utvecklade de metoder. Analysresultaten av jord proverna visade att alla analyserade miljögifterna var under detektionsgränsen för alla provtagna led A0, A2, B0, B2, C0 och C2. Av analyserna

av sockerbetorna var det endast 4-tert-oktylfenol och 4-nonylfenoler som var över detektionsgränsen i led C2, d.v.s. det led som gödslats med 12 ton Ts/ha. Resultaten från analysen av sockerbetsblasten visade att PAH:er återfanns på blasten i alla led. Tre av PAH:erna återfanns i alla led, vilket tyder på atmosfärisk deposition som dominerande källa. Ytterligare en PAH påvisades i led B2 och C2, men då just vid detektionsgränsen. Resterande miljögifter var alla under detektionsgränsen i alla led. I bilaga 1 finns de miljögifter markerade som detekterades över detektionsgränsen.

7.3 Resultat och diskussion

Vid jämförelse av analysresultaten och beräkningar av teoretiskt möjliga koncentrationer av de olika miljögifterna visade att detektionsgränsen var högre. Slutsatsen var att om de organiska miljögifterna inte ackumuleras i jorden så var de inte detekterbara med den analysmetod som användes i projektet. 4-tert-oktylfenol och 4-nonylfenoler som uppmättes i led C2, denna typ av fenoler är ytaktiva ämnen d.v.s. en del som är fettlöslig och en ände som är vattenlöslig och skulle därmed kunna vara mobil i jorden. De halter av nonylfenol som uppmättes i sockerbetan medför att om man skulle äta sockerbetor, så skulle en person på 60 kg behöva äta 34 kg sockerbetor per dag för att uppnå riskvärden. Om sockerbetsblast vore en del av vår föda så skulle en person på 60 kg behöva äta ca 0,5 kg/dag för att uppnå riskvärdena för fluoranten och mellan 30 och 40 kg/dag för att uppnå riskvärdena för pyren, vilka är två av de PAH:er som påträffades i blasten.

7.4 Slutsatser

Konklusionerna i rapporten var att ett stort antal organiska miljögifter som påträffats i slam och skulle kunna utgöra en risk. Dock påträffades ingen av de valda miljögifterna i något av jordproverna. Organiska miljögifter med ytaktiva egenskaper likt nonylfenol kan tas upp i sockerbetor. Den troliga orsaken till att PAH:er påträffades i blasten torde vara atmosfäriskt nedfall. Riskbedömningen begränsades av de höga detektionsgränserna i förhållande till de eventuellt låga halterna i de analyserade matriserna.

8 Riskbedömningar av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt

En rapport av John Sternbeck, Ann Helén Österås och Mats Allmyr från WSP, 2013. Rapporten är framtagen på uppdrag av Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen. Rapporten utgör underlag till Naturvårdsverkets arbete med att ta fram en ny förordning för fosforåterföring, särskilt avseende behov och utformning av gränsvärden för oönskade ämnen. Det två vanligaste sätten att återföra fosfor och andra näringsämnen är genom slam och stallgödsel. Andra fosforrika fraktioner är rötat livsmedelsavfall och källseparerat urin. Författarna har i samråd med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket valt ut nio metaller och 18 organiska miljögifter.

8.1 Urval av oönskade ämnen

Urvalet av ämnen gjordes i samråd med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket. De ämnen som valdes ut att inkluderas i riskbedömningen valdes enligt följande steg:

1. Alla ämnen med uppmätta halter i någon/några fraktioner,
2. De ämnen som
   - Uppfyller kriterierna för utfasning/riskminskning, eller
   - Uppträder i halter över 1 mg/kg Ts, eller
   - Föreslagits av Naturvårdsverket inför detta arbete,
3. De ämnen från punkt två som inte tidigare riskbedömts, eller där tidigare riskbedömning inte är relevant,
4. De ämnen från punkt tre som har tillräckligts med data över fysikaliska, kemiska och toxikologiska egenskaper.

De ämnen som WSP efter ovanstående kriterier fann kvalificerade till riskbedömning var bland metaller bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel, silver, tenn och zink. Och av de organiska miljögifterna kvalificerades siloxaner, cykliska myskämnen, klorparaffiner, tennorganiska och perfluorerade föreningar, organofosfater samt några läkemedel progesteron, diklofenak och ciprofloxacin, se bilaga 2.

8.2 Jordbruksmark

Med en giva om 22 kg P ha^{-1} $år^{-1}$ beskrivs jordbruksmark. Risken för upptag modelleras med en giva vart femte år under 100 år där hänsyn tas till ämnenas bortförsel genom nedbrytning, urlakning, och skörd av spannmål. Beräkningarna har utgått från dagens kända halter i slam. I de fall där

atmosfäriskt nedfall sker av ett oönskat ämne har det tagits med i beräkningarna. Under en femårsperiod bedöms många av de organiska miljögifterna brytas ned i jorden och uppvisar därmed inte någon hög risk att upplagras i jorden. De organiska miljögifter som tydligt anrikas i jord är i fallande ordning PFOS > dioxiner > perfluordekansyra, perfluorundekansyra > PCB, kortkedjiga klorparaffiner och BDE209. Av de undersökta metallerna är det flera som uppvisar tendenser att anrikas i jorden. På lång sikt är anrikningen av metaller relativt stor för koppar, kvicksilver, silver, intermediärt zink och tenn och relativt låg för kadmium.

Beräkning av lågrisknivåer indikerar att det är markmiljön som är styrande för flertalet organiska miljögifter. En jämförelse av de beräknade lågrisknivåerna med halter förekommande i svenskt avloppsslam med en karenstid om 10 månader genomfördes för att illustrera om långvarig återföring av avloppsslam innebär risk för hälsa eller miljö. Slutsatsen som dras är att ingen av de utvärderade organiska miljögifterna utgör någon hälsorisk eller betydande bidrag till hälsorisk. För marklevande organismer uppvisar inget av de organiska miljögifterna en riskkvot större än ett.

8.3 Skogsmark

Att använda slam för att återföra fosfor till skogsmark är inte vanligt. Huvudskälet för att sprida slam på skogsmark är att tillföra kväve. Andra svårigheter i syfte att beskriva processen är att teknikutvecklingen för processen pågår och idag finns inte någon standardgiva. Det är dessutom brist på empiriska studier för att kunna påvisa påverkan av oönskade ämnens inblandning genom spridning av slam på skogsmark. Författarna utformade därför ett förenklat scenario i syfte att kunna göra en preliminär bedömning av risker för anrikning och miljörisker. Risken för långsiktig anrikning bedöms generellt vara lägre för skogsmark än för jordbruksmark främst baserat på att givan antas upprepas mycket sällan. Dock är anrikningen inte obetydlig för persistenta organiska miljögifter och riskkvoterna är ofta högre än för jordbruksmark.

Lågrisknivåer för skogsmark visar att för de flesta organiska miljögifter som utvärderats i studien att det är marklevande organismer som är styrande. Undantaget är för bisfenol A, tributyltenn och LAS där vattenlevande organismer är styrande. För de flesta organiska miljögifterna är riskkvoten mindre än ett. Några har riskkvoter större än ett för marklevande organismer: galaxolid, trikresylfosfat, etylhexyldifenylfosfat, ciprofloxacin, oktylfenol och nonylfenol. Beräknade riskkvoter har antagit en omedelbar inblandning av slam i form av granulat.

8.4 Växtetableringsskiktet.

Med växtetableringssiktet avses i denna rapport markåterställning i allmänna eller industriella områden för att anlägga grönytor såsom till exempel parkmark, golfbanor, bullervallar eller linkande. Eftersom det saknas standardteknik för växtetableringsskiktet precis som för skogsmark förelig-

ger svårigheter att beskriva riskerna med återföring av avfall. Det antas att näringsrikt avfall inblandas vid ett tillfälle i markens ytskikt eller tillförs markytan med anläggningsjorden. För att kunna göra någon form av riskbedömning har jämförelse gjorts med ett fiktivt fall där etableringsskiktet antas innehålla 50 % slam. Hälsoriskerna har bedömts utifrån direkt intag av jord för barn, samma antaganden som görs för intag av jord för förorenade områden. Därtill har bedömningen gjorts för två scenarier, mindre känslig mark som motsvarar till exempel industrimark och känslig mark som motsvarar till exempel bostadsmark. I de bedömda scenarierna och med de utvärderade oönskade ämnena så är det ingen som bedöms utgöra någon hälsorisk eller ger något betydande bidrag till hälsorisker.

I ett etableringsskikt innehållande 50 % slam kan det för marklevande organismer inte uteslutas att de påverkas av flera av de organiska miljögifterna och av koppar. Påverkan på ytvattenlevende organismer, givet samma slamhalt som tidigare och med 4 000 ggr utspädning i porvatten, har en säkerhetsmarginal på en faktor 20 eller mer till det ekotoxikologiska gränsvärdet. Detta gäller för samtliga organiska miljögifter undantaget LAS. För LAS görs samma bedömning som för åkermark, att LAS inte utgör en påtaglig risk då den förväntas brytas ned i jord och ytvatten.

Författarna jämför sina beräknade lågrisknivåer med de riktvärden som finns för förorenad jord och återvinning av avfall i anläggningsändamål och konstaterar att de generellt är högre. Detta förklarar de med olika effektnivåer och olika exponeringsscenarier. För denna fraktion sammanfattar de att för att förhindra att oönskade ämnen sprids i okontrollerat i samhället bör användningen av ett organiskt avfall i växtetableringsskiktet regleras. Eftersom det idag saknas standarder för etableringsskikt är det inte möjligt att fullt ut utvärdera riskerna. Det utvärderingen visar är dock att med avseende på marklevande organismer finns det anledning att reglera hur stor inblandningen av slam det bör vara i ett växtetableringsskikt.

8.5 Slutsatser och råd

I arbetet bakom rapporten har stor kraft lagts på parametervärden för enskilda miljögifter samt skeenden i miljön t.ex. spridnings- och exponeringsvägar, atmosfärisk deposition m.m. Dock på att det finns osäkerheter och begränsningar bland annat till följd av samverkanseffekter, andra miljögifter som inte inkluderats vidare andra skyddsobjekt. Författarna kommer med några råd för användning av avloppsslam. Ett är att växla mellan slam och konstgödsel för att minska tillförseln av organiska miljögifter. Ett annat är att mixa slam och konstgödsel för att minska tillförseln av organiska miljögifter. För att utforma rikt- eller gränsvärden för användning av slam rekommenderar författarna att för jordbruksmark kräva låga risker för hälsa och miljö, att det sker en minimering av upplagring av utfasningsämnen och en generell minskning av farliga utsläpp.

9 Screening av organiska föreningar i slambehandlad åkermark

En rapport av Ann Helén Österås, Mats Allmyr och John Sternbeck från WSP, 2015. Studien genomfördes på uppdrag från Naturvårdsverket. Studiens huvudsyfte var att samla in miljödata på organiska föroreningar i jord och biota från åkermark gödslad med slam från avloppsreningsverk. Jordprover togs från åkermark gödslad med olika doser av slam i syfte att studera differentiering av ackumulering över tid i jorden. Vidare skulle också möjligt upptag av organiska miljögifter i gröda studeras och prover tog från grödor och mask samlades in. Därtill skulle de uppmätta halterna av föroreningarna utvärderas mot tidigare resultat.

9.1 Provtagning och analys av jord, slam, gröda och mask

Ett antal prover om totalt 48 stycken togs från de två fältförsöken i Skåne, Igelösa och Petersborg, samt från Taxinge och ”Sörmland”. Det tre förstnämnda är åkermark som under lång tid har gödslats med slam från avloppsreningsverk. Det sistnämnda fältet har endast gödslats med slam en gång. De 48 prover som ingick i studien kan delas upp mellan 42 jordprov, två slamprov, tre prov från gröda och ett från mask. Vilka organiska miljögifter som analyserades och som kvantifierades visas i bilaga 1.

Två provtagningstillfällen av jord genomfördes vid varje fält i Skåne, ett tidigt i april 2014 och det andra sent i juli 2014, dvs. ca 8 och 12 månader efter det att fälten slamgödslats. Jordproverna på olika djup 0–0,3m och 0,3–0,6 m djup. Vid det andra provtagningstillfället togs också prov på grödan från Petersborg, ett av de två fälten i Skåne.

Taxinge har gödslats med slam vart sjätte år sedan 1970-talet. Senaste gödslingstillfället genomfördes 2012. De senaste tio åren har gödsling genomförts motsvarande 220 kg P/ha vilket motsvarar ca 4 ton slam/ha och tillfälle. Jorden beskrivs vara lerjord. Provtagning av jorden i Taxinge genomfördes tidigt i april 2015 ungefär tre år efter senaste gödslingstillfället. Två jordprover från olika djup togs, 0–0,2 och 0,2–0,4 m djup. Mask samlades in från 0–0,2 m djup för analys (figur 9.1).

Figur 9.1
Mask i jorden. (Hämtad från Adobe Stock)

Fältet i Sörmland gödslades för första gången med slam inför denna studie. Slammet lagrades under en plastduk ca ett år innan det användes för gödsling i september 2014. Dosen slam som användes var 2,6 ton Ts/ha. Prov för analys av slammet togs när slammet levererades och några dagar före gödsling. Karaktären av jorden kan beskrivas 4 % organiskt material, ca 25 % lera och pH 6,7. Jordprov samlades in före gödsling och efter gödsling. De insamlade proverna skickades till ALS Scandinavia för analys

9.2 Resultat

Deras resultat tyder på att för vissa ämnen ökar halterna i jord med ökad slamdos, och att påverkan, men inte uteslutande, sker i det översta jordlagret (0–0,3 m). Genom enkla massbalansberäkningar kan man visa att enstaka slambehandlingar resulterar i så låga halter (sub µg/kg Ts) i jord att de ligger under analysmetodens rapporteringsgräns och kan inte detekteras.

Skåne-fälten visar på ackumulering i jorden av PBDE och PCB. Ingen ackumulering kunde påvisas för PAH, oktylfenol, nonylfenol, triklosan, PFOS, PFOA eller bisfenol A (Hörsing 2014). Doftämnen studerades av SWECO 2010, ett par veckor efter gödsling och plöjning kunde av galaxolid, galaxolid lakton och tonalid påvisas. Dock efter ett år kunde ingen av dem påvisas vilket tyder på nedbrytning.

Det finns ett fåtal studier där upptag av organiska miljögifter i grödor efter gödsling av slam har varit i fokus. I de flesta av dessa fall har gödsling skett med högre doser än vad som är tillåtet enligt svensk lagstiftning. De få studier där slamgödsling skett i enlighet med svensk lagstiftning visar inte på något upptag i grödor, ej heller i denna studie.

I mask som analyserats påvisades PFOS, BDE 47, BDE 99 och BDE 100 över rapporteringsgränsen. Under rapporteringsgränsen återfanns PFOA, BDE 209, galaxoid, tonalid och galaxoid lakton.

Analyserna av slammet som lagrats under ett år påvisar 29 olika organiska miljögifter och ytterligare 21 stycken under rapporteringsgränsen. Det betyder att alla organiska miljögifter som analyserades påträffades antingen i kvantifierbara koncentrationer eller under rapporteringsgränsen.

9.3 Detekterade koncentrationer i jämförelse med modellerade värden

Jämförelse som genomfördes mellan modellberäkningar och fältdata visa på bra överensstämmelse när det gäller PFOS och BDE-209. Dessa ämnen ackumuleras över tid i jord som upprepat gödslas med slam. Vidare beter sig alkylfenoler, dibutylftalat och LAS i enlighet med prediktionen, några år efter att jorden gödslades med slam detekteras inte dessa. I denna studie demonstreras att PFOS, BDE 209 ackumuleras i slamgödslad jord. Det finns indikationer på att BDE 47 och 99 blir kvar i jorden till följd av tillförsel via atmosfäriskt nedfall. DEHP borde detekteras under de två första åren efter slamgödsling. Galaxolid och tonalid förväntas vara detekterbara året efter slamgödsling. Men motsägelser till modellprediktionen finns för galaxoid. I de jordprover som presenteras här återfinns galaxoid i stort sett

samtliga prover. Dessa fynd av galaxoid i jorden mer än ett år efter att jorden slamgödslats motsäger också de slutsatser som drogs i djup-granskningen av galaxoid i sambans med EU riskbedömning (EU RAR 2008). För vissa organofosfater såsom TCPP finns en tendens till att de kan ackumuleras. Alkylfenoler, bidutylftalat och LAS stämmer överens med modelleringen och är inte detekterade.

Provtagning av jorden från fältet i Sörmland, som slamgödslades för första gången, genomfördes ungefär en vecka efter att slamgödsling skett. Beräkningar av förväntade halter av de organiska miljögifterna jämfördes med analysresultaten. För merparten av de organiska miljögifterna låg de beräknade halterna under rapporteringsgränserna och det var därför inte möjligt att verifiera beräkningarna. För galaxoid, tonalid och galaxoid lakton låg analysresultaten högre än de beräknade värdena.

Vid jämförelse av analysresultaten av jordproverna från Skånefälten som slamgödslats med 4 ton/ha vart fjärde år med modellerade halter där åkern slamgödslats flera gånger visar på ganska så bra överensstämmelse för de utvärderade organiska miljögifterna.

9.4 Bioackumulering

Analysen av grödan, i detta fall höstvete, kunde inte något av de organiska miljögifterna påvisas. Det indikerar att upptaget i gröda är mycket lågt eller obefintligt. Den gröda som analyserats i denna studie är den som växt på de fält där gödslingen sker i enlighet med svensk lagstiftning. Det faktum att ingen av de analyserade miljögifterna kunde detekteras stärker upptagsstudier i laboratorieskala och modelleringsberäkningar.

9.4 Slutsatser

- PFOS, PBDE (47, 99,100 och 209), galaxoid, tonalid och DEHP anrikas i slamgödslad jord. De återfinns främst i det övre jordlagret (0–0,3 m).
- Indikationer finns på en ökande koncentrationerna av DIDP, nonylfenol och TCPP.
- För flera av de utvärderade organiska miljögifterna är det uppenbart att en enstaka gödsling med slam inte resulterar i detekterbara nivåer.
- Ackumuleringen av PFOS och BDE-209 i jorden till följd av upprepad gödsling med slam ligger i linje med modellberäkningarna.
- Att alkylfenoler, dibutylftalat och LAS inte detekteras i slamgödslad jord ligger också i linje med modellberäkningarna.
- Galaxoid visades vanligt förekommande i slamgödslad jord. Dock kan det i denna studie inte dras någon slutsats om huruvida den ackumuleras i jorden eller ej.
- Ingen av de analyserade organiska miljögifterna påträffades i grödan.
- I mask påträffades PFOS, PBDE (47, 99 och 100) vilket tyder på att de kan bioackumuleras i biota.
- Riskutvärdering av halterna i jord tyder på att det inte föreligger någon risk för ekosystemet i jorden eller för människa, inte ens efter lång tids slamgödsling.

10 Studie av upptag av NASID i gröda efter gödsling med avloppsslam

Studien är genomförd av José Manuel Cortés från Universitetet de Castilla-La Manch i Spanien och Estell Larsson och Jan Åke Jönsson från Lunds universitet, 2013. Syftet med studien var att använda en hålfibervätskemikroextraktionsmetod (HW-LPME) för att detektera NSAIDs (non-steroid anti-inflammatory drugs) i växter. Vidare att studera upptaget av NSAIDs i växter odlade i slamgödslad jord.

10.1 Experimentet och resultat

NASIDs, d.v.s. naproxen, ketoprofen, diklofenak och ibuprofen var i fokus för denna studie. Avloppsslam som användes i försöket hämtades från Källby avloppsreningsverk hösten 2010. I försöket odlades två olika grödor, sojabönor och vete. Dosen slamgödsel som tillfördes grödorna baserades på fosforinnehållet och motsvarade 16,4 kg P/ha. Odlingen av grödorna genomfördes med en kontrollinje som inte slamgödslades, en linje som gödslades med normal giva och en linje som fick den dubbla givan. Varje linje bestod av 10 replikat, undantaget kontrollinjen som bestod av fem replikat för varje gröda. Efter 60 respektive 110 dagar skördades grödan och analyserades med avseende på NSAIDs.

Analyserna av slammet visade på närvaro av diklofenak och ibuprofen. Vid analysen av grödorna påträffades inte någon NSAIDs, vilket inte är anmärkningsvärt då koncentrationerna i slammet var 22 ng/g Ts för diklofenak och 217 ng/g Ts för ibuprofen. Genom att utgå ifrån detektionsgränserna för diklofenak (0,4 ng/g) och ibuprofen (1,4 ng/g) beräknar författarna att upptaget i grödan av diklofenak är mindre än 2 % (<3 ng) och upptaget av ibuprofen är mindre än 0,8 % (10,5 ng) av den totala mängden som tillsattes krukan med slammet.

10.2 Slutsatser av studien

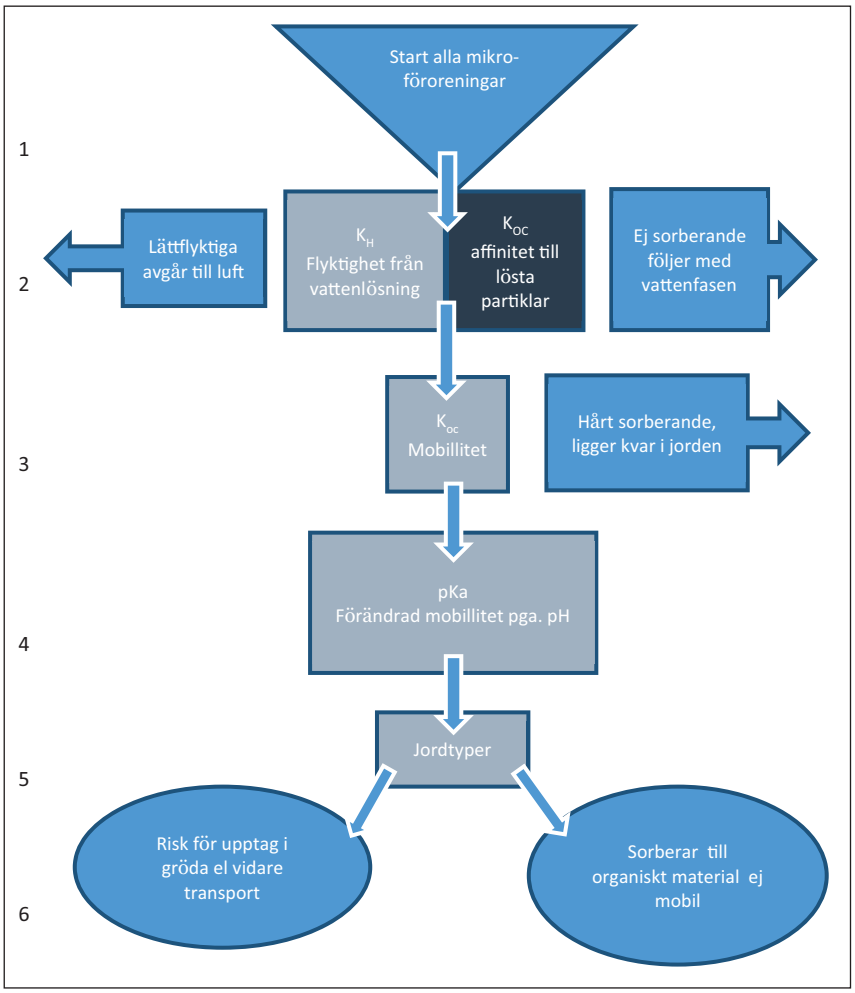
Slutsatsen av studien är att risken att utsättas för NSAIDs via intag av gröda odlad på slamgödslad jord antas vara mycket liten. Nedbrytning av NSADIs under den tid slammet förvaras ute innan det får användas till slamgödsling torde vara en möjlig förklaring till att halterna av NSAIDs var låga eller inte detekterbara.

11 Identifiering av fokusämnen för slam – organiska miljögifter

En SVU-rapport 2016-08 skriven av Maritha Hörsing, KTH och Anna Ledin, Miljöförvaltningen Göteborg Stad. Studien genomfördes finansierad av Svenskt Vatten Utveckling och Revaq.

11.1 Metod

Studiens huvudsyfte var ta fram en gemensam prioriterad lista över organiska miljögifter baserad på EU:s ramdirektiv för vattens priolista, SIN list och utfasningsämnena i KEMIs priodatabas ur ett uppströmsarbetesperspektiv för att förbättra slamkvaliteten. Utöver en gemensam lista presenteras en metodik för att identifiera organiska miljögifter som bör avlägsnas genom uppströmsarbete för att förbättra slamkvalitén så att organiska miljögifter med hög risk att tas upp i gröda eller transporteras till grundvatten prioriteras. Metodiken beskrivs i figur 11.1.



Figur 11.1 Illustration över vilka frågeställningar varje mikroförorenings ställs inför i filtreringsprocessen i sex steg. Hämtad från Hörsing och Ledin, 2016.

I korthet värderas de organiska miljögifterna stegvis var för sig. Efter insamlandet av data för alla miljögifter som ska utvärderas vägs flyktighet (KH) och affinitet till lösta partiklar (KOC) i förhållande till varandra. De som går vidare bedöms avseende mobilitet utifrån KOC, hårt sorberande sorteras bort. Därefter utvärderades mobilitets påverkan på grund av pKa och av förändrat pH. Även olika jordars påverkan. Därefter presenteras de organiska miljögifter med risk för upptag i gröda eller risk att transporteras till grundvatten och de som sorberar hårt till organiska material sorteras bort. Den sammanställda prioriteringen utgör en kandidatlista och innehåller 48 organiska miljögifter (tabell 11.1). De är presenterade utan inbördes rangordning. Tio av dem har sitt ursprung i EU:s ramdirektivs lista över prioriterade kemiska ämnen (WFD-listan), ytterligare 26 ämnen kommer från SIN list och de sista 12 adderas från Kemikalieinspektionens PRIO-guide, utfasningsämnen.

Tabell 11.1 Miljögifterna från WFD listan, SIN list och kemikalieinspektionens PRIO databas som kvalificerat sig till kandidatlistan över miljögifter som utgör en risk för upptag eller transport till grundvattnet. Hämtad från Hörsing och Ledin, 2016.

1,2,3-triklorbensen	Benzidin och dess salter	Nafta (petroleum), väteavsvavlad lätt, avaromatiserad
1,4,5,8,-tetraaminoantraquinon	Bis(2-metoxyetyl)-eter	Naftalen
2-naftylamin	Bisfenol A	Nonylfenoler
2,4-dinitrotoluen	Cybutryn	Pentaklorbensen
2,4,6-tribromfenol	Cypermetrin	Pentaklorfenol (PCP)
2,4,6-tri-tert-butylfenol	Destillat (petroleum), lösningsmedels-raffinerade lätta paraffiniska	Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat
2,6-dinitrotoluen	Destillat (petroleum), lösningsmedels-raffinerade tunga paraffiniska	Petroleumgaser, flytande
4-aminoazobensen	Dibutylftalat (DBP)	Petroleumgaser, flytande, sweetened
4-tert-butylfenol	Dinoseb	TDCIPP
4,4'-metylendianilin (MDA)	Hexaklorcyklohexan	Terbutryn
4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	Hydrazobensen	Thiram
6-(2-kloretyl)-6-(2-metoxy)-2,5,7,10-tetraoxa-6-silaundekan	Kinoxifen	Tonalid
(+-)-tetrahydrofurfuryl-(R)-2-[4-(6-klor-kinoxalin-2-yloxi)fenyloxi]propanoat	Kreosot	Tributyltenn (katjon)
a,a,a-trichlorotoluene	Mineralterpentin	Quinolin
Alifatisk lätt lacknafta, Industri bensin	Nafta (petroleum), fullrange alkylat-	Återstoder (petroleum), ångkrackade
Azobensen	Nafta (petroleum), tung straight-run	

11.2 Slutsats av studien

Slutrekommendationerna till reningsverk är att använda kandidatlistan som ett hjälpmedel för att förbättra slamkvalitén. Vidare att ha i åtanke att inkommande koncentrationer också måste tas med i prioriteringsbedömningen.

12 Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin – behandling och risk

Rapport 2016 av Lotta Levén, David Eveborn och Emelie Ljung från JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik och Meritxell Gros Calvo, Lutz Ahrens och Karin Wiberg från institutionen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) samt Sahar Dalahmeh och Håkan Jönsson från institutionen för energi och teknik vid SLU och Göran Lundin SP Process Development.

Ett syfte med studien var att undersöka läkemedelsrester i klosettvatten och latrin, före och efter behandling och lagring, och beräkna vilka läkemedelsmängder som skulle spridas i jordbruket genom dessa avfallsfraktioner jämfört med dagens användning av avloppsslam.

Valet av läkemedel som analyserades baserades på försäljningsstatistik.

Behandlingen gjordes i två steg med våtkompostering, tillgång till syre, och därefter ammoniakbehandling via tillsats av urea i syfte att undersöka effekten av efterlagring.

12.1 Reduktion av läkemedel genom anaerob behandling

Läkemedelsrester har analyserats i latrin och i klosettvatten både före och efter behandling. Anaerob behandling av fekalieslam genomfördes vid två olika temperaturer, mesofil (37 °C) och termofil (52 °C). Behandlingen pågick i 60 dagar. Av de 44 läkemedel som analyserades detekterades 30 stycken före den anaeroba behandlingen. Efter behandlingen kunde 27 av läkemedlen detekteras. I de mesofilt behandlade proverna hittades inte claritromycin eller amlodipin efter behandlingen. I de termofilt behandlade proverna hittades inte axitromycin, oxazepam eller ramipril efter behandlingen. Efter 60 dagars anaerob behandling kunde en signifikant reduktion bara påvisas för naproxen och kaffein vid båda temperaturerna. Antibiotikan sulfametoxazol och trimetoprim kunde påträffas i proverna efter att de spikats med ämnena. Efter behandling kunde 100 % reduktion påvisas vid båda temperaturerna. Atenolol, metoprolol, hydroklorotiazid, irbesartan och bezafibrat är fem läkemedel för vilket en signifikant reduktion kunde påvisas under termofila förhållanden. Flera läkemedel var opåverkade av den anaeroba behandlingen. Däribland läkemedel som tidigare har visats reducerats vid både mesofil och termofil behandling t.ex. furosemid, citalopram, fluoxetin och oxazepam. Möjliga förklaringar till detta är skillnaden i den experimentella uppsättningen (batch vs kontinuerlig reaktor), mikroorganismernas aktivitet eller analysmetodiken. Varken karbamazepin eller propranolol reducerades vid behandlingen, inte heller om proverna spikades med substanserna kunde någon nämnbar reduktion påvisas. Några av läkemedlen visade på ökande koncentrationer. Vid mesofila förhållanden

gällde det för atorvastatin, hydroklorotiazid and amitriptylin och för termofila förhållanden för bisoprolol. I kontrollproverna som varit placerade i +6 °C för att säkerställa att den reduktion som eventuellt skedde var till följd av anaerob nedbrytningnedbrytning, kunde ingen reduktion påvisas. Sammantaget kan det inte påstås att temperaturen har någon signifikant påverkan på nedbrytningen av läkemedlen. Nedbrytningsgraden varierar avsevärt mellan olika substanser.

12.2 Reduktion av läkemedel genom aerob behandling

Väldigt lite var känt innan denna studie om våtkompostering av källsorterat klosettvatten. Anläggningen i Hälö är en av få behandlingsanläggningar för källsorterat klosettavloppsvatten i Sverige. I prover från de två aeroba reaktorerna kunde 32 av 44 läkemedel påvisas efter våtkompostering och ammoniakbehandling. I båda reaktorerna kunde en signifikant reduktion påvisas av följande 13 läkemedel: kodein, atenolol, metoprolol, propranolol, citalopram, valsartan, hydroklorotiazid, atorvastatin, lidocain, ibuprofen, diklofenak, kandesartan och kaffein. I jämförelse mellan reaktorerna uppvisade reaktor R2 bättre reduktion än R1 med undantag för följande fyra läkemedel citalopram, amitriptylin, oxazepam och bisoprolol. En möjlig förklaring till skillnaden kan vara längre behandlingstid (19 dagar istället för 12) till följd av en trasig cirkulationspump. Reduktionen varierade mellan olika läkemedel. Ibuprofen och kodein uppvisade 100 % reduktion. I genomsnitt var mindre än 13 % kvar av propranolol, valsartan, hydroklorotiazid, atorvastatin och kaffein. Det var endast fluoxetin som ökade i koncentration efterbehandling i båda reaktorerna. Därutöver ökade acetaminofen i R1. Det var framförallt våtkomposteringen som gav upphov till reduktion av läkemedlen. Med ammoniakbehandling kunde reduktion endast påvisas i båda reaktorerna för ett fåtal fler läkemedel: Kodein, citalopram, valsartan, ibuprofen, diklofenak, kandesartan och atorvastatin. En koncentrationsminskning kunde påvisas för oxazepam i R1 och för losartan och lidokain. Också med ammoniakbehandling kunde en koncentrationsökning påvisas. I detta fall för atenolol, metoprolol, propranolol, diazepam, amitriptylin, furosemid, hydroklorotiazid and kaffein. Dock, i jämförelse med de initiala koncentrationerna så kunde en reduktion av läkemedlen påvisas. Det behandlade källsorterade klosettvattnet förvarades sedan i ett halvår vid 6 °C för att utvärdera effekten av förvaringen. Under efterförvaringen minskade koncentrationen i R1 endast för valsartan och i R2 endast för propranolol. I jämförelse med utgående avloppsvatten och med flytande slam från svenska reningsverk så var halterna i det behandlade källsorterade klosettvattnet upp till 20 gånger högre. Jämförelse mellan aerob behandling genom våtkompostering och ammoniakbehandling av källsorterat klosettvatten och anaerob nedbrytning av fekalislam visar det en högre reduktionseffektivitet. Beräknat på 29 läkemedel gav den aeroba behandlingen av källsorterat klosettvatten 58 % reduktion på 21 dagar och den anaeroba behandlingen av fekalieslam 32 % på 60 dagar. Resultaten indikerar att anaerob behandling inte har kapacitet att reducera alla läkemedel från fekal slam.

12.3 Riskanalys

Källsorterat klosettvatten består mestadels av urin och fekalier samt lite spolvatten, till skillnad från kommunalt avloppsvatten som består av en liten del källsorterat klosettvatten utspätt med en stor mängd gråvatten och ibland även vatten som t.ex. dagvatten och grundvatten etc. förutom att koncentrationen av läkemedel är lägre i kommunalt avloppsvatten i jämförelse med källsorterat klosettvatten så separeras slam ifrån vattenfasen vilket gör att läkemedlen också separeras i två faser.

Om man gödslar mark med 40 ton behandlat källsorterat klosettvatten/ha ligger den uppskattade mängden läkemedel som tillförs marken mellan 0,0005 g/ha för ketokonazol och 2,5 g/ha för furosemid. Bland de läkemedel som uppskattas finnas i högst koncentration i översta jordlagret (0–20 cm) återfinns naproxen, furosemid, amlodipine och budesonid. Det är dock svårt att göra en rättvis jämförelse mellan att gödsla med källsorterat klosettvatten och avloppsslam. Detta eftersom källsorterat klosettvatten är rikt på kväve och tillförs i mängd för att möta grödans behov av kväve och avloppsslam används som en fosforkälla. De skilda orsakerna till användning gör att de tillförs marken med olika intervall. Gödsling med avloppsslam sker med en dos vart femte år medan gödsling med källsorterat klosettvatten sker med en dos varje år. Under en femårsperiod utsätts marken för fem ett-års doser av källsorterat klosettvatten eller en dos av avloppsslam (max 5 ton Ts/ha). Genom att jämföra innehållet av läkemedel i vad som tillförs vid max tillförsel/doser av källsorterat klosettvatten eller slam, dvs. år 1. Då jämförs följande doser: en dos = ett år, källsorterat klosettvatten med en dos = fem år, avloppsslam så kan man avgöra vad grödan utsätts för vid gödsling år 1. Fem av 17 läkemedel, metoprolol, amitryptilin, oxazepam, naproxen and diklofenak, applicerades i högre dos med källsorterat klosettvatten än med avloppsslam. Ett läkemedel, bisoprolol, applicerades i likvärdig mängd och 11 läkemedel i högre mängd med avloppsslam. Om en jämförelse mellan fem doser, fem år av källsorterat klosettvatten gödsling görs med en dos, fem år, avloppsslam så blir påverkan en annan. Fem årsdoser av källsorterat klosettvatten utsätter grödan för högre koncentrationer av nio läkemedel, atenolol, metoprolol, azitromycin, bisoprolol, venlafaxin, amitriptylin, oxazepam, naproxen, ibuprofen och diklofenak, att jämföra med åtta läkemedel, kodein, ciprofloxacin, karbamazepin, citalopram, ketoconazol, atorvastatin, fluoxetin, som tillförs med femårsdosen avloppsslam.

12.4 Modellering av ackumulering i jord och läckage av läkemedel

Med BASL4 simulerades ackumulering av läkemedel i jord efter att jorden gödslats med källsorterat klosettvatten. Simuleringen visade att mot slutet av första året skulle halterna vara låga, mindre än 10^{-6} g/g torr jord för alla modellerade läkemedel. Efter tre år med gödsling av källsorterat klosettvatten visade BASL4 en liten ackumulering. Av de modellerade läkemedlen visade furosemid den största ackumuleringen $1{,}2 \cdot 10^{-6}$ g/g Ts. Simuleringen visade att av förlusten av läkemedlen kunde > 70 % förklaras med nedbryt-

ning, undantaget var diklofenak och furosemid där > 40 % förklarades med läckage. Resultaten från modelleringen visade att läkemedelskoncentrationerna var högre på 20–50 cm djup än i topplagret. Det är dock viktigt att komma ihåg att modelleringen bygger på uppskattade värden för läkemedlen fysikokemiska egenskaper lika så med parametrarna för landskap, jord och plantspecifika egenskaper. Några uppmätta data för läkemedel i jord gödslad med källsorterat klosettvatten finns inte tillgängligt, vilket betyder att de modellerade resultaten inte kan jämföras med uppmätta resultat.

12.5 Modellering av upptag av läkemedel i gröda

Inte för något av de ingående läkemedlen visade simuleringen år ett, två och tre på något signifikant upptag (< 10^{-9} g/g) i vare sig rot eller bladen på grödan oavsett det var morot eller gräs under den växtperiod om 100 dagar som modellerades.

12.6 Fara med läkemedel i grödor för människor?

Uppskattat dagligt intag av några läkemedel genom att äta vete eller morot beräknades i studien. Ciprofloxacin, karbamazepin, oxazepam, venlafaxin, metoprolol, hydroklorotaizid, losartan, furosemid och diklofenak uppvisade låga halter av dagligt intag genom vete och morot som gödslats med källsorterat klosettvatten, för barn < $3 \cdot 10^{-9}$ g/dag och för vuxna < $4 \cdot 10^{-9}$ g/dag. De uppskattade dagliga intagen var mycket lägre än vad som är acceptabelt dagligt intag av dessa läkemedel. Enligt beräkningarna skulle en dos motsvarande en terapeutisk dagsdos nås för två av läkemedlen losartan och furosemid efter 100 000 år genom att äta morot eller vete. Slutsatsen från modelleringen är att det inte föreligger någon risk för människor. Det poängteras att modelleringarna endast infattar läkemedlen och inte några metaboliter eller nedbrytningsprodukter. Inte heller har hänsyn tagits till en mix av olika läkemedel.

Författarna redogör för vad som finns om antibiotika i litteraturen och påtalar att det finns ett behov av mer forskning kring risker i relation till antibiotika i källsorterat klosettvatten. Ciprofoxacin påstås utgöra en ekotoxikologisk fara redan idag med de koncentrationer som uppmäts i naturen. Faran föreligger för de naturliga bakterier, nitrifierare och denitrifierare som är essentiella för nedbrytning av organiskt material. Det har också visats att närvaro av amoxicillin, erotrymocin och klaritromycin signifikant minskar denitrifikationshastigheten av bentiska bakterier, dock var koncentrationen högre än vad som är relevant ur miljösynpunkt. Ciprofolxacins toxicitet för bakterier i miljön hindrar bionedbrytningen. Det leder till lång halveringstiden för ciprofloxacin är därmed ackumulering i miljön. Sulfametoxazol har visats hämma markrespirationen genom fytotoxicitet. Antibiotika kan vara toxiskt i höga koncentrationer men de kan också inducera antibiotikaresistens i bakterier till följd av långvarig exponering till låga koncentrationer. En intressant tanke är att antibiotikaresistens skulle kunna vara till nytta för bakterier som bryter ned organiskt material för att dessa skulle kunna

bryta ner antibiotikan. Problemen kvarstå dock, och när antibiotikaresistens utvecklas i för människor och djur patogena bakterier äventyras vår hälsa. Det var när ökad motståndskraft mot oxytetracyklin påvisades hos bakterier vid ett reningsverk som mottagit avloppsvatten från ett sjukhus som man hade indirekta bevis för utveckling av antibiotikaresistens i miljön. I en nyligen genomförd studie i Slovenien rapporteras att höga koncentrationer av coliforma bakterier resistenta mot ampicillin och gentamicin hittats vintertid i avloppsslam från ett avloppsreningsverk. Sommartid ökade antalet bakterier som var resistenta mot ampicillin, ciprofloxacin, gentamicin, tetracycline och kloramfenikol. På flera behandlingsanläggningar av källsorterat klosettvatten i Sverige sker behandlingen genom tillsatts av urea följt av sex månaders lagring. Under sådana förhållanden hygieniseras patogener i avloppsvatten. Eftersom hygieniseringen inte ger hundraprocentig inaktivering av patogener är det troligen nödvändigt med mer forskning om utveckling av antibiotikaresistens hos för människan patogena bakterier i jord till följd av gödsling med källsorterat klosettvatten. Risken som föreligger kan jämföras med risken när antibiotika hamnar i en recipient till följd av utsläppet från ett stort avloppsreningsverk och med risken av antibiotika i ko- och grisgödsel.

12.7 Slutsatser

- Fekalieslam och källsorterat klosettvatten visade sig innehålla höga halter av läkemedel vilket kan förklaras med att utspädningen blir mycket mindre än i ett ordinarie avloppsvatten till ett avloppsreningsverk.
- I den aeroba behandlingen av källsorterat klosettvatten var medelvärdet för effektiviteten med vilken läkemedel avlägsnades högre jämfört med den anaeroba behandlingen av fekalslam. Generellt sett var våtkomposteringen effektivare än ett konventionellt avloppsreningsverk. För många av läkemedelssubstanserna hade ammoniakbehandlingen ingen effekt eller mycket liten effekt. Ingen skillnad kunde identifieras mellan den mesofila- och termofilabehandlingen.
- Baserat på modelleringen i BASL4 medför gödsling med källsorterat klosettvatten, 40 ton/ha och år under tre år låg ackumulering i jord och låga koncentrationer i vete och morot som odlas på mark gödslad med källsorterat klosettvatten
- Uppskattningen i ett värsta scenario av intaget av läkemedel genom intag av morot och vete som odlats på åker gödslad med källsorterat klosettvatten visar att ett dagligt intag av grödorna medför att dosen av läkemedel ligger mycket långt under den terapeutiska dagsdosen. Enligt beräkningarna skulle en dos motsvarande en terapeutisk dagsdos nås för två av läkemedlen losartan och furosemid efter 100 000 år genom att äta morot eller vete. Slutsatsen från modelleringen är att det inte föreligger någon risk för människor.

Även om modelleringen av beteendet av läkemedelssubstanserna i jord är osäkert så ger denna studie en första indikation om att riskerna med tillförandet av läkemedel genom att gödsla med källsorterat klosettvatten är

låg. Simuleringen visar att en stor del av läkemedlen bryts ned och en liten del ackumuleras i jorden, mindre än 1/3 förväntas läcka djupare än 0,7 m. För att minska osäkerheten i modellen bör den verifieras med analyser av läkemedel i jordprover.

Några angelägenheter som behöver studeras närmare är, enligt författarna, om evolutionär selektiv stress i kombination med antibiotika i miljön kan accelerera utvecklingen av antibiotikaresistenta patogener.

Det ska inte heller glömmas bort det komplexa ömsesidiga beroendet mellan jordbruksnäring, livsmedelsindustri och konsument som föreligger. Det finns ett stort värde i att minska spridningen av läkemedel till åkermark. Av den anledningen påtalar författarna att mer forskning och utveckling behövs för att nå effektiv reduktion av läkemedel i källseparerande och återvinningssystem för näringsämnen. Det inkluderar identifiering och utveckling av nödvändiga teknikförbättringar, läkemedels och metaboliternas öde och beteende under behandling samt reduktion av antibiotikaresistenta gener.

13 Läkemedelsresters öde i slambehandling och på åkermark gödslad med avloppsslam

En rapport av Jörgen Magnér, Lars Rosenqvist, Magnus Rahmberg, Lisette Graae, Karin Eliasson, Linda Örtlund, Johan Fång och Eva Brorström-Lundén från IVL, 2016. Fokus för rapporten har varit att undersöka fördelningen och reningsgraden av ett urval av läkemedel i ett avloppsreningsverk samt deras slutliga öden. Vissa läkemedel finns representerade i högre koncentrationer i utgående avloppsvatten än i inkommande vilket försvårar och begränsar slutsatser kring avskiljning i reningsverket. Flera studier av matriseffekter och metabolism genomfördes för att testa olika hypoteser som skulle kunna förklara varför och för att uppskatta den faktiska koncentrationen av läkemedel i ett reningsverk. I syfte att studera läkemedels slutliga öde har prov tagits från åkermark som gödslats med avloppsslam. Prover togs också från det slam som använts som gödsel och markvatten från åkern. Studien hade två huvudsyften 1) läkemedels distribution och öde i avloppsreningsverket, 2) läkemedels distribution och öde i miljön.

13.1 Läkemedel i avloppsreningsverket

Vid flera tillfällen har koncentrationen av läkemedel rapporterats i högre koncentrationer i utgående jämfört med ingående avloppsvatten. Anledningen till detta är inte fullt klarlagt och det finns ett flertal hypoteser.

Matriseffekter: Eftersom avloppsvatten innehåller en mängd organiskt material som kan störa på olika sätt i de olika stegen av analysen av substansen i fråga. Denna störning kan leda till att en felaktig koncentration rapporteras för inkommande avloppsvatten som innehåller högre halter med organiska material. Det organiska materialet kan störa analysen av substansen både under upparbetningen, vilket leder till låg ”recovery” återfinnandegraden av substansen och under detektionen i masspektrometern vilket antingen leder till jonsuppression (jonundertryckning) eller jonförstärkning. Ett sätt att kompensera för jonsuppression och jonförstärkning är att använda sig av isotoptmärkt standard för substansen som är av intresse. Ett problem är dock att det är långt ifrån alla läkemedel som finns att få tag på som isotopmärkta.

En annan vanlig metod är standardaddition. Standardaddition innebär att den eller de substanser som är av intresse tillsätts till, spikas i, provvattnet i olika koncentrationer och en kalibreringskurva tillverkas. Genom att spika proverna vid olika tillfällen i upparbetningsprocessen kan man komma fram till en sann koncentration och också bestämma återfinnandegraden av substansen som är av intresse.

Metabolism: I kroppen modifieras ett läkemedel så att det blir mer vattenlösligt och kan utsöndras från kroppen via urin. En del av de processer som gör ett läkemedel mer vattenlösligt är reversibla och kan gå åt andra hållet

när det modifierade läkemedlet når avloppsreningsverket så att läkemedlet blir mindre vattenlösligt. Detta betyder att de läkemedel som genomgår denna process har en annan struktur än modersubstansen när de kommer in till avloppsreningsverket. Det betyder i sin tur att de blir ”osynliga” vid en analys av inkommande avloppsvattnet och en högre koncentration kan mätas upp i utgående avloppsvatten.

13.2 Läkemedels distribution och öde genom avloppsreningsverket

Generellt sett är återfinnandegraden ”recovery” mycket lägre i avloppsslam jämfört med avloppsvatten. Jonsuppression är den dominerade förklaringen till förlust av återfinnandegrad i avloppsvatten och avloppsslam. Dock är förlusten till följd av jonsuppression mindre i avloppsslam i jämförelse med avloppsvatten. En trolig förklaring till att förlusten av läkemedel i slam är större än i avloppsvatten är upparbetningsmetoden. Metabolismundersökningen bestod av två olika reducerande behandlingar, en oxiderande behandling och en enzymatisk behandling på både inkommande och utgående avloppsvatten. Detta för att komma åt både de läkemedel som befinner sig i ett oxiderat tillstånd, reducerat tillstånd och de konjugerade. Resultaten presenteras normaliserade mot det obehandlade avloppsvattnet, inkommande eller utgående. Merparten av läkemedlen ligger runt 100 %. Två av de studerade läkemedlen, fluoxetin och risperidon visar signifikant högre relativ koncentration till följd av behandling före analys. Vilka läkemedel som analyserats och detekterats i inkommande respektive utgående avloppsvatten presenteras i bilaga 1. För att ta del av resultaten i sin helhet se rapporten Magnér m.fl. 2016.

Analys av det avloppsslam som användes att gödsla åkern i Petersborg innehöll 15 av de 24 undersökta läkemedlen i koncentration er mellan 1,9 och 1 000 ng/g Ts. Det läkemedel som påträffades i högst koncentration var citalopram, ett antidepressivt läkemedel. Vilka de 15 läkemedlen var återges i bilaga1. Det visade sig att läkemedel med neutrala och basiska egenskaper (t.ex. atenolol) förekom i större grad i slam jämfört med dem med sura egenskaper (t.ex. diklofenak).

Jordproverna, åtta stycken från 0–0,25 m djup och fyra stycken från 0,3–0,6 m djup tagna från led A2 och led B2 avslöjar att inga läkemedel påträffas i A-led d.v.s utan slamgödsel men med hel giva mineralgödsel. I B2-led påträffades citalopram, fluoxetin, propanolol och sertralin på 0–0,25 m djup, inga av läkemedlen påträffades på 0,3–0,6 m djup. Vid analys av vatten från lysimeterjorden detekterades endast kaffein. Lysometern bestod av en sugkopp som var placerad nere i åkerjorden kopplad via en slang till ett uppsamlingskärl och en vakuumpump.

Ett laborationstest av läkemedlens sorption till jord genomfördes genom att använda kolonner med volymen 1,5 ml. Kolonnen fylldes med jord från Petersborg till vilken läkemedel spikades. Därefter sköljdes kolonnen igenom med kranvatten med upp till nio gånger kolonvolymen. Vattnet som gått genom kolonnen samlades upp och analyserades. Resultaten visade generellt på högre mobilitet av de läkemedlen med sura egenskaper i jämfö-

relse med de med basiska och neutrala egenskaper. Det innebär att de läkemedlen med sura egenskaper är mer benägna att följa med vattnet genom jorden.

13.3 Slutsatser av studien

Studien av matriseffekter visade att jonsuppression var det som bidrog mest till att koncentrationen av läkemedel ökade i utgående vatten jämfört med inkommande vatten. Metabolism har visats vara av mindre betydelse i jämförelse med jonsuppression för de läkemedel som studerats i denna studie. Även om 15 av de 24 läkemedlen detekterades i det slam som användes att gödsla åkern med så var det bara kaffein som hittades i vattnet som samlades upp i lysometrarna. Jord prover visade spår av fyra av läkemedlen. Den låga återfinningsgraden av läkemedel i jorden som slamgödslats i kombination med den låga mobiliteten av dem i jord tyder på att läkemedel stannar i jorden och bryts ned vid ytan. Dock eftersom det saknas provtagningar av jorden direkt efter gödsling och vid tidpunkten för snösmältning är det inte möjligt att exkludera att läkemedlen följt med snösmältningsvattnet längre ner i jorden.

14 Kunskapsluckor diskussion

Av ovanstående sammanställning framgår att det numera finns en del kunskap om gödsling med rötat avloppsslam på åkermark och vilka effekter det har. Förmodligen tillhör avloppsslam det gödselmedel som är mest undersökt av alla gödselmedel. Hittills har det inte framkommit något som visar på att det föreligger någon påtaglig risk för människor eller natur till följd av gödsling med rötat avloppsslam på åkermark. Det finns dock en hel del kunskapsluckor, frågor som kan ställas angående effekterna av att gödsla med avloppsslam och som idag inte kan besvaras.

14.1 Organiska ämnen

I den debatt som finns om slamanvändning på åkermark ges uttryck för en oro att de organiska miljögifter, läkemedel och antibiotika som tillförs åkern genom gödsling med rötat avloppsslam ska vara farligt för människa och natur. Självklart vill inte någon äta en morot som man tror innehåller ett miljögift. Avloppsslam kan innehålla spår av en mängd organiska miljögifter, vilket är en spegelbild av det samhälle vi lever i idag. En del debattörer har en farhåga att den växt som odlas på slamgödslad åker i så höga halter tagit upp miljögifter, läkemedel eller antibiotika att de utgör en risk för hälsan. I dagsläget finns det ca 145 000 kemikalier på marknaden förregistrerade hos European chemicals agency (ECHA) som en följd av Reach (ECHA, 2016). Alla är inte farliga för människan eller naturen, men vilka är det? Vilka organiska föreningar ska vi fokusera på att fasa ut så att de inte förs vidare till avloppsslammet där vi vill kunna ha möjligheten att använda det på åkermark?

I de rapporter som sammanställts här så har ett större antal organiska miljögifter och läkemedel analyserats i avloppsvatten, avloppsslam, åkerjord gödslad med rötat avloppsslam och grödor som växt på den gödslade åkern, se sammanställningen i bilaga1.

De organiska miljögifter som analyserats genom åren representerar välkända föroreningar som förekommer i samhället. Runt 1990 när de första analyserna genomfördes av slam, jord och gröda analyserades olika aromater från bensen upp till större PAH:er, ett fåtal av dem påträffades. Vidare inkluderades klorerade föreningar, fenoler, DDT, några ftalater och organofosfater. En blick på sammanställningen i bilaga 1 visar att merparten av alla analyserade organiska miljögifter inte har påträffats. När slam, jord och gröda ska analyseras 2011 släpps några av de tidigare analyserade miljögifterna och nya tillkommer i analyserna. Tillkommer gör PCB, nonyl- och oktylfenol, perfluorerade föreningar, organofosfater. Fortfarande är det inte många av miljögifterna som påträffas. 2014 tillkommer några nya miljögifter i analyserna. Resultaten visar att galaxoid, tonalid och några bromerade flamskyddsmedel påträffas i jordproverna. Senaste tillskottet av miljögifter som analyserats i slam och slamgödslad jord är läkemedel. I slammet påvi-

sas läkemedel men i den slamgödslade jorden påträffas inte lika många, en orsak för de mer svårnedbrytbara läkemedlen är den utspädning som sker i marken efter slamgödsling och nedplöjning (ca 200 ggr).

Vilka organiska miljögifter borde analyseras? Modelleringar är till hjälp för att förutsäga, dock behöver de modelleringsverktyg som finns tillgängliga verifieras för fler organiska miljögifter och läkemedel. Verifiering genom att välja några få organiska miljögifter som representeras de gamla oftast hydrofoba föreningarna och sedan fokusera på dem som modelleringarna har predikterat att förekomma i jord och tas upp i gröda. En indikation är att de ska vara mobila miljögifter, och med sura och/eller ytaktiva egenskaper.

Som påpekats av Levén m.fl. (2016) är kunskapen om vad som händer med läkemedel som tillförs åkermark bristfällig. Simuleringar tyder dock på att enormt stora mängder av grödor odlade på mark gödslad med klosettvatten behöver intas för att uppnå terapeutisk dos. Provtagningar och analyser av olika grödor i syfte att verifiera modellsimuleringarna skulle bidra till att öka kunskapen.

Det påtalas att modelleringsverktygen behöver bli bättre på att prediktera upptag i grödor. Dessa bör då också klara av att prediktera var i grödan ett miljögift lagras. Av vad som framkommit i ovan summerade rapporter så föreligger ett behov av att analysera vad som tas upp i olika grödor och i vilken del av växten som miljögifterna ev. fördelas till. Kunskap om detta skulle öka förståelsen för hur den kemiska strukturen av ett miljögift påverkar benägenheten att tas upp i en gröda. Denna kunskap kan sedan användas för att vidareutveckla och finjustera modelleringsverktyg.

Att ringa in vilken typ av organiska miljögifter som kan utgöra en risk för människor och miljö skulle också vara till stöd för att vidareutveckla slambehandlingsmetoder och i uppströmsarbetet. För uppströmsarbete finns nu en kandidatlista sammanställd av EU:s ramdirektiv för vattens prioriterade substanser, utfasningsämnena i KEMIs PRIOriteringsguide och SIN list (Hörsing och Ledin, 2016). För miljögifter som inte finns med på någon lista, eller läkemedel hur ska man prioritera bland dem i arbetet med uppströms åtgärder? En hjälp kan vara att snegla på vilka organiska miljögifter som tas upp i grödor och börja med dem.

Behandling av slam innan det används som t.ex. gödsel har inte tagits upp ovan. Dock kan det vid utvärdering av slambehandlingsmetoder vara idé att följa vilken påverkan metodutvecklingen har på de organiska miljögifter som inte är önskade på åkermark. Likaså vilken effekt slambehandlingen har på antibiotikaresistenta bakterier och gener.

Utvärdering av utveckling och uppgradering av avloppsreningsverkets processer ur ett slamperspektiv, bör finnas med så att effekter på slammet kan förutsägas. T.ex. byte av fällningskemikalier, har det en positiv eller negativ inverkan på slammets kvalitet?

Avloppsslam är jämfört med andra gödselmedel förhållandevis väl undersökt. För att komma en bit längre på vägen med att identifiera olika typer av organiska föreningar så att vi genom utfasning av dessa ämnen och annat uppströmsarbete ytterligare kan minimera riskerna för människa och miljö även ur ett månggenerationsperspektiv så behövs ett utvecklat arbete med:

- Verifiering av modelleringsverktyg
- Utveckling av modelleringsverktyg för upptag i gröda
- Analyser av väl valda organiska föreningar i slam, jord och slamgödslad jord från olika djup
- Analyser av väl valda organiska föreningar i porvatten från olika djup i jord och slamgödslad jord
- Analys av organiska föreningar i olika grödor och olika delar av gröda som odlas på jord och slamgödslad jord
- Bestämma gränsvärden för vilka halter av en oönskad organisk förening slammet får innehålla och fortfarande vara användbart som gödsel av åkermark
- Analys av organiska miljögifter i grundvatten uppströms och nedströms slamgödslad mark
- Utvärdering av bioackumulering av organiska miljögifter i marklevande organismer
- Utvärdering av hur marklevande organismer påverkas av närvaro av organiska miljögifter

Av ovanstående rapporter och refererad litteratur framgår att, för att ytterligare minska riskerna vid slamanvändning, så finns det ett behov av mer forskning när det kommer till vad nedbrytningsprodukter, metaboliter, transformationsprodukter har för öde då de sprids till mark via gödsling. Likaså om vid vilka halter de har skadliga effekter på människa och miljö. Vi behöver även veta mer om cocktaileffekt av organiska ämnen, nedbrytningsprodukter, metaboliter, transformationsprodukter m.m. i relation till gödsling med slam på åkermark. Sammantaget bör parametrar identifieras som kan ge information om helheten och när något i helheten medför att en risk för människa eller miljö uppstår.

14.2 Antibiotikaresistens

Antibiotikaresistens faller inte in under organiska ämnen men ett ämne som stundom lyfts i slamdiskussionen. En nyligen publiceras artikel pekar på att den slamanvändning som är normal i Sverige, det vill säga ca 4 ton Ts/ha vart femte år, inte innebär en upplagring av antibiotikaresistens (Chen, m.fl., 2016). Studien visar dock att det vid mycket höga slamgivor kan förekomma.

14.3 Mikroplast i slam

Mikroplast i miljön har handlat mestadels om mikroplast i haven, men mikroplast i avloppsslam? Mikroplaster kan medföra nya problem i miljön. Vi förbrukar tonvis med plast årligen och det kan vi hitta spår av i miljön. Man talar om mikroplaster, med det menar man plastbitar som är mindre än fem millimeter men vanligen större än en mikrometer. Forskning om mikroplast i miljön har företrädelsevis handlat om problemen i sjöar och hav. De mindre mikroplasterna är tillräckligt små för att tas upp av

biota och ackumuleras i näringskedjan. Vidare kan miljögifter absorbera till mikroplaster så att en anrikning av miljögifter uppstår på mikroplasterna. Mikroplaster kan förekomma i miljön antingen som primär eller sekundär mikroplast. Primära mikroplaster tillverkas i mikrostorlek för särskilda ändamål t.ex. industriellt slipmedel eller för kosmetiska produkter t.ex. tandkräm. Sekundär mikroplast uppkommer till följd av sönderfall av större plastbitar i miljön. (Rilling, 2012)

I en intervju av bland annat Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten i Vetenskapsradion (länk till programmen finns i slutet av rapporten) framkom att när mikroplast kommer in till avloppsreningsverket följer uppskattningsvis ca 90 % med slammet och kan därmed föras vidare till åkermark. Men vad händer med mikroplasten i jorden? Hur mycket mikroplast handlar det om? Vilken typ av mikroplast dominerar? Vilken effekt har mikroplasten på marklevande organismer? Finns det tillräckligt bra analysmetodik för att börja besvara frågorna?

En nyligen publicerad studie av daggmask som utsattes för mikroplast (polyetylen, PE < 150 µm) i koncentrationer från 7–60 % Ts i växt avfall som vanligen äts av daggmaskar (1, 5, 10, 15 % v/v) visades att daggmaskarna transporterade ner växtavfallet i jorden. Dödligheten var högre bland de maskar som vistades i jord med växtavfall med extremt höga halter av mikroplast, 28, 45 och 60 % av i jämförelse med de som utsattes för 7 % mikroplast och kontrollen (0 %). I avloppsslam finns det troligen mellan ca 1 promille och 1 procent mikroplaster och i slamgödslad mark ännu lägre, ca 50–250 ggr lägre än i slam. Ingen effekt påvisades på reproduktionen, vilket enligt författarna kan bero på den typ av mask som studerades. Tillväxthastigheten minskade dock med högre halter av mikroplast (Lwanga m.fl. 2016).

I en studie om presenterades på SETAC-konferensen i maj 2016, ”Does microplastic in recycled organic resources pose a risk to terrestrial environments?”, visar att mikroplaster hittas i slam och i mark som gödslats med slam eller komposterat hushållsavfall. Studien visar på begränsade effekt av mikroplaster på daggmask. Mer kunskap behövs inom området för att på ett bra sätt kunna uppskatta riskerna med mikroplatser i mark. (A. Palmqvist m fl. 2016)

15 Slutord

Slamgödslingens positiva och negativa effekter diskuteras löpande och än finns inte alla svaren på frågorna. Att tillföra mull och näringsämnen i ett kretslopp mellan stad och land tillhör förstås de positiva effekterna då färre jungfruliga råvaror krävs i ett sådant system. Även kolinlagringen i sig via mullen är en viktig positiv effekt. Men hur är det innehållet av organiska miljögifter, läkemedel och antibiotika i avloppsslam, utgör det en risk för människa och miljö?

Av vad som framkommit hittills så visar varken några analysresultat eller modelleringar på att så är fallet. Även om många ämnesgrupper analyserats har långt ifrån alla möjliga miljögifter analyserats eller modellerats. Vilken typ av miljögift, vilka egenskaper det bör ha för att utgöra en förhöjd risk börjar utkristalliseras men det behöver också verifieras. För att minimera riskerna för människa och miljö även ur ett månggenerationsperspektiv så behöver vi fortsätta att utveckla kunskapen om uppströmsarbete, kemiska ämnen och dess miljöeffekter i mark.

Uppströmsarbetet, en viktig del i att förbättra slammets kvalitet. För VA-verken innebär det bland annat att identifiera de föreningar som levereras till avloppsverken med avloppsvattnet från någon abonnent. I denna rapport sammanställs organiska ämnen som analyserats och modellerats. Resultatet kan visa att de inte påträffas i slam, jord eller gröda eller att en förening påträffas i sjunkande koncentrationer i de olika matriserna, med högst halt i slammet. För att prioritera bland alla organiska ämnen i uppströmsarbetet finns i SVU-rapport 2016–08 en sammanställd rangordning av vattendirektivets priolista, SIN LIST och KEMI:s PRIO guide. Därutöver kan man prioritera de föreningar som påträffats i grödor. Prioriteringslistan kan skilja sig från ett avloppsverk till ett annat beroende på innehållet i avloppsvattnet vilket i sin tur beror på vilka leverantörerna är. Detta kan tyckas vara ett arbete bara för VA-verken, med information och uppmaning till allmänheten att välja miljömärkta produkter när vi handlar kan alla vara med och bidra till att vi förbättrar vårt avloppsslam.

Nyligen uppmärksammade områden där vi behöver veta mer är antibiotikaresistens. Kan antibiotikaresistens föras vidare i slammet eller i den slamgödslade jorden under vissa omständigheter, och hur kan vi minimera dessa risker? En nyligen publicerad vetenskaplig artikel pekar på att den slamanvändning som är normal i Sverige inte innebär en upplagring av antibiotikaresistens.

Vilka slambehandlingsmetoder kan utvecklas så att risker och oönskade effekter kan minskas i slammet?

Mikroplaster i slam, ett relativt nytt miljöproblem och frågor som vilka mängder det förekommer i slam och vilken effekt det har i den slamgödslade jorden är ytterligare en av de frågor som väntar på att bli besvarade. I de fåtal artiklar som publicerats så här långt ligger slamanvändning på mark troligen långt under risknivåer, men även här behöver vi mer kunskap om effekter i ett månggenerationsperspektiv.

Med rapporten hoppas vi kunna bidra till att kunskapsluckorna fortsätter att fyllas igen. Två pågående SVU-projekt undersöker t ex nu (2017) förekomst av mikroplaster i det VA-tekniska kretsloppet samt förekomst av antibiotikaresistenta bakterier i slam och slamgödslad jord.

Referenser

Andersson, P-G (2015) Slamspridning på åkermark – Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–2014. Ett projekt i samverkan mellan kommunerna Malmö, Lund, Trelleborg, Kävlinge, Burlöv, Lomma, Staffanstorp och Svedala, samt SYSAV och Svenskt Vatten Utveckling. Hushållningssällskapets rapportserie nr. 17.

Andersson, P. G, Nilsson, P. (1996) Slamspridning på åkermark – Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–1995, Ett projekt i samverkan mellan kommunerna Malmö, Lund, Trelleborg, Kävlinge, Burlöv, Lomma, Staffanstorp och Svedala, samt SYSAV. Hushållningssällskapets rapportserie nr. 1.

Baun, A., Eriksson, E., Ledin, A. and Mikkelsen, P.S. (2006) A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater. *The Science of the Total Environment* 370(1), 29–38.

Chen, Q., An, X., Li, H., Su, J., Ma, Y., Zhu, Y-G. (2016) Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. *Environment International* 92–93, 1–10.

Cortés, J.M., Larsson, E., Jönsson, J.Å. (2013) Study of the uptake of non-steroid anti-inflammatory drugs in wheat and soybean after application of sewage sludge as fertilizer. *Science of the Total Environment* 449, 358–389.

ECHA, (2016) List of pre-registered substances. Helsinki, Finland, European Chemicals Agency. Available at: http://apps.echa.europa.eu/preregistered/pre-registered-sub.aspx

Hughes, L et al. (2005). Development and Application of Models of Chemical Fate in Canada: Modelling the Fate of Substances in SludgeAmended Soils. Report to Environment Canada. CEMN Report No. 200502. Trent University, Peterborough, Ontario.

Hughes, L. et al. (2008). An evaluative screening level model of the fate of organic chemicals in sludge-amended soils including organic matter degradation. *Soil and Sediment Contamination*, 17 (6). 564–585.

Hughes, L. Mackay, D. (2011). Model of the fate of chemicals in sludgeamended soils with uptake in vegetation and soil-dwelling organisms. *Soil and Sediment Contamination*, 20(8). 938–960.

Hörsing, M., Eriksson, E., Gissén, C., Jansen, J.l.C. and Ledin, A. (2014) Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam. SVU-rapport 2014–12

Hörsing, M. och Ledin, A. (2016) Identifiering av fokusämnen för slam – organiska miljögifter. SVU-rapport 2016–08

Ledin, A., Eriksson, E., Baun, A., Aabling, T. och Mikkelsen, P.S. (2005) CHIAT – Chemical hazard identification and assessment tool: En metodik för utvärdering av kemiska risker i samband med handtering av dag- och avloppsvatten. VA-FORSK Rapport 2005–09.

Levén, L., Calvo, M.G., Dalahmeh, S., Ljung, E., Lundin, G., Ahrens, L., Wiberg, K., Jönsson, H. och David Eveborn 2016. Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin – behandling och risker. Rapport 54, Kretslopp & Avfall. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala

Lwanga, E.H., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A. och Geissen, V. (2016) Microplastics in the terresrial ecosystem: Impacts for Lumbricus terrestris (Oligochaeta, Lumbricidae) *Environ. Sci. Technol.* 50, 26825–2691.

Magnér, J., Rosenqvist, M., Ramberg, M., Graae, L., Eliaeson, K., Örtlund, L., Fång, J. och Brorström-Lundén, E. (2016) Fate of pharmaceutical residues in sewage treatment and on farmlands fertilized with sludge. IVL-rapport B2264

Matthias C. Rillig. (2012) Microplastic in terrestrial ecosystems and soil? *Environ. Sci. Technol.* 46, 6453–6454.

Naturvårdsverket (2003), Rapport 5220 PDF, Växtnäring från avlopp – historik, kvalitetssäkring och lagar. H. Augustinsson, Hushållningssällskapet. https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5220-9.pdf?pid=2887

Naturvårdverkets rapport 4823, Behandling av avloppsslam genom inarbetning i jord Metoder- miljöeffekter-kostnader, VA-verket Malmö, Edafos AB, VA-TEKNIK & VATTENVÅRD

Naturvårdsverket. Användningsmöjligheter för avloppsslam. 2015-10-06 (http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avlopp/Avloppsslam/Anvandningsmojligheter-for-avloppsslam/) acc. 2017-04-13.

Ohlsson, T., Nilsson, P., Fädmyr, S-Å. (1994) Försök med inarbetning av rötslam i Malmö kommun 1991-1994. Slutrapport avseense projek 505-1796-91-SV, VA-verket Malmö, Edafos AB, VA-TEKNIK & VATTENVÅRD

Palmqvist, A., Magid, J., Syberg, K. (2016) Does microplastic in recycled organic resources pose a risk to terrestrial environments? Presenterad på SETAC-konferensen 2016 (ännu ej publicerad)

Sternbeck, J., Österås, A.H., Allmyr, M. (2013) Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt. WSP http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/reg.uppdrag-underlagsrapport-2013-riskbedomning-fosforrika-fraktioner-aterforsel-2013.pdf

SYSAV utveckling, (2001) Organiska miljöstörande ämnen på inarbetningsytor I Oxie. Projekt 083 Slamspridning på åkermark

Törneman, N., Praagh, M.v., Bjarke, M., Johansson, M., Frendberg, L.I. and Hallgren, P. (2014) Organiska ämnen i slam – en prioritering för slamåterföringen, p. 52. SVU-rapport 2014–09

Österås, A.H., Allmyr, M., Sternbeck, J. (2015) Screening of organic pollutants in sewage sludge amended arable soils. WSP. http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstromsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/naturvardsverket-rapport-screening-of-organic-pollutants-in-sewage-sludge-amended-arable-soils_151124-2.pdf

Länkar till Vetenskapsradion

Avsnitt ett (måndag 23 maj 2016)
http://sverigesradio.se/sida/avsnitt/724491?programid=412&playepisode=724491

Avsnitt två (tisdag 24 maj 2016)
http://sverigesradio.se/sida/avsnitt/724529?programid=412&playepisode=724529

Bilaga 1 och 2

Högst upp ovanför förklaringen av vad som analyserats står vilket avsnitt i rapporten som kolumnerna hänger samman med.

Bilaga 1 läses så att de organiska miljögifter som detekterats eller påträffats under rapporteringsgränsen är markerade med J. Om ett organiskt miljögift analyserats men ej påträffats är det markerat med N. Det medför att om rutan är tom så har det organiska miljögiftet inte analyserats vid det tillfället.

Bilaga 2, modellerade organiska miljögifter, har flera bokstavsförkortningar som kommer av hur de klassats i modelleringen. En tom ruta betyder att det ämnet inte modellerats i den studien.

- S = de 20 med högst halt i slam
- Å = de 20 med högst halt i åker
- G= de 20 med högst halt i gröda
- P= de 20 med högst halt i porvatten
- Y= de 20 med högst riskkvot, ingen når dock upp till 1
- R = de 40 högst rankade miljögifterna
- J = är modellerad

Bilaga 1

Kap. 3. Analys av organiksa miljögifter på Petresbor och Igelösa – Hushållningssälskapet i Malmöhus läns rapport 1995

Miljögift	Analys av avlopps-slam från Källby 1989	Analys av avlopps-slam från Källby 1993	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1989	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från A0 Igelösa 1990	Analys av jord från A0 Igelösa 1993	Analys av jord från A0 Igelösa 1994	Analys av jord från B0 Igelösa 1990	Analys av jord från B0 Igelösa 1993	Analys av jord från B0 Igelösa 1994	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1993	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1994	Analys av gröda från B0 Peters-borg 1993
Bensen	N	J	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	J	J	J	J	J
Toluen	N	J	N	J	N	N	J	N	N	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
Etylbensen	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
m/p-Xylen	J	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
o-Xylen	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
Styren	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Naftalen	J	N	N	J	N	J	J	N	J	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
Acenaftylen																			
Acenaften																			
2-Metylnaftalen	J	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N	J	N	J	N	J	N	N
1-Metylnaftalen	J	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N	J	N	J	N	N	N	N
2,3-Metylnaftalen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2,3,5-Metyl-naftalen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Bifenyl	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Fluoren																			
Dibensofuran	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Fenantren	J	J	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	J	J	N	N	N
Antracen																			
Fluoranten																			
Pyren	N	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	J	J	N	N	N
Flouranten	J	J	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	J	J	N	N	N
Benzo(b)fluoren	J	J	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Benzo(a)antrace	J	N	N	J	N	N	N	N	N	J	N	N	J	J	N	J	N	N	N
Krysen/Trifenyle	J	N	N	N	N	N	N	N	N	J	N	N	J	J	N	J	N	N	N
Benzo(E)pyre	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	J	N	N	N	N	N
Benzo(A)pyre	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Indeno(1,2,3-CD) pyre	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Dibens(ah) antracen																			
Benzo(GHI) perylen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Benzo(B/J/K) fluoranten	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N
Klorbensen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N
1,3-Diklorbense	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1,4-Diklorbensen	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1,2-Diklorbensen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1,2,4-Triklor-bensen	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N
Pentaklorbense	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Hexaklorbensen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Oktaklorstyren	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Tetraklorbifenyl	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Pentaklorbifenyl	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Hexaklorbifenyl	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Diklor-P-cymen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Fenol	J	J	J	J	J	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N
O-Kresol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
M-/P-Kresol	J	J	J	J	N	N	N	N	N	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N
2-Nitrofenol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
P-Nonylfenol	J	J	J	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
2,4,6-Triklorfenol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Pentaklorfenol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Tetraklorguajakol	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Lindan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
4,4´-DDE	N	N	N	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N	J	J	N	N	N	N
4,4´-DDD	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
4,4´-DDT	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Dimetylftalat (DMP)	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Dietylftalat (DEP)	J	N	N	N	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Di-N-Butylftalat (DBP)	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Butylbenzylftalat (BBP)	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Di-n-Propyl ftalat																			
Di-pentyl fthalate																			
Di-(2-Etylhexyl) Ftalat (DEHP)	J	N	J	N	N	N	N	N	N	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Di-n-oktylftalat (DnOP)																			
di-isobutylfthalat																			
di-isodecylfthalat																			
di-isononylp-fhalat																			
Di-cyklohexyl fthalat																			
Di-(2-Etylhexyl) Adipat	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Tri-N-Butylfosfat	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Trifenylfosfat	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	N	N	N
Trikresylfosfat	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Nitrobensen	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Dioksan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Diklormetan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Kloroform	N	J	N	J	N	J	N	N	J	N	N	J	J	N	J	J	J	J	J
Bromidklormetan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N

					Kap.4 och 5. Inarbetning av rötslam		Kap.7. Analys av jord, sockerbetor och blast			Kap.9. Screening av organiska föreningar i slambehandöad åkermark						Kap.12. Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin		Kap.13. Läkemedelsresters öde i slambehandling och på åkermark			
Analys av gröda från B0 Petersborg 1994	Analys av gröda från A0 Igelösa 1993	Analys av gröda från A0 Igelösa 1994	Analys av gröda från B0 Igelösa 1993	Analys av gröda från B0 Igelösa 1994	Analys av kontrolljord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2001	Analys av gödslad jord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2002	Analys av jord led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 i Petersborg 2011	Analys av sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av blast från sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av jord utan slamgödsel från Petersborg och Igellösa 2014	Analys av slamgödslad jord från Petersborg och Igellösa 2014	Taxinge analys tre år efter applikation av slam	Analys av slam från Sörmland	Sörmland före/efter applicering av slam ca 10 dagar mellan provtagningarna	Analys av mask	Har påvisats eller kvantifierats i slam som används som gödsel	Läkemedel påvisade i obehandlat fekali slam och svartvatten 2016	Läkemedel analyserade i inkommande avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i utgående avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i avloppsslam från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i jordprover tagna på Petersborg 2015
J	J	J	J	J												J					
J	J	J	J	J												J					
J	J	J	J	J												J					
J	J	J	J	J												J					
J	J	J	J	J												J					
N	J	N	N	N												J					
N	J	J	J	J			N	N	N							J					
							N	N	N												
							N	N	N												
N	J	N	J	N												J					
N	J	N	J	N												J					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
							N	N	N												
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N			N	N	J							J					
							N	N	N												
							N	N	J												
N	N	N	N	N			N	N	J‡							J					
N	N	N	N	N												J					
N	N	N	N	N												J					
N	N	N	N	N			N	N	N							J					
N	N	N	N	N			N	N	N							J					
N	N	N	N	N												J					
N	N	N	N	N			N	N	N							N					
N	N	N	N	N			N	N	N							N					
							N	N	N												
N	N	N	N	N			N	N	N							N					
N	N	N	N	N			N	N	N							N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N	J*¤	J*¤				N	N	N	N	N	N	N					
N	N	N	N	N	J*¤	J*				N	N	N	N	N	N	J					
N	N	N	N	N	J*¤	J*				N	N	N	N	N	N	N					
N	N	N	N	N	J*¤	J*				N	N	N	N	N	N	N					
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
N	N	N	N	N	J*	J*				N	J	N	J	N	N	J					
					J*¤	J*¤				N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										J	J	N	J	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
J	J	J	J	N												J					
N	N	N	N	N												N					

Miljögift	Analys av avlopps-slam från Källby 1989	Analys av avlopps-slam från Källby 1993	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1989	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från A0 Igelösa 1990	Analys av jord från A0 Igelösa 1993	Analys av jord från A0 Igelösa 1994	Analys av jord från B0 Igelösa 1990	Analys av jord från B0 Igelösa 1993	Analys av jord från B0 Igelösa 1994	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1993	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1994	Analys av gröda från B0 Peters-borg 1993
Dibrom-klormetan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Bromoform	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Tetraklormetan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Trikloreten	J	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1,1,1-Trikloretan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
1,1,2-Trikloretan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Tetrakloreten	J	N	N	N	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	J	N	N	N
Hexakloretan	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Summa PAH																			
Summa PCB																			
4-nonylfenol																			
4-nonylfenol-monoethoxylate																			
4-nonylfenol-diethoxylate																			
4-nonylofenol-trietoxylat																			
4-tert-oktylfenol																			
4-tert-oktylfenol-monoethoxylate																			
4-tert-oktylfenol dietoxylat																			
4-tert-oktylfenol-trietoxylat																			
PCB 28																			
PCB 52																			
PCB 101																			
PCB 118																			
PCB 138																			
PCB 153																			
PCB 180																			
Triklosan																			
Triklokarban																			
PFOS perfluor-oktansulfonat																			
PFOA per-fluoroktansyra																			
Bisfenol A																			
LAS																			
galaxoid																			
tonalid																			
galaxolid lakton																			
TCPP tris(2-kloroisopropyl) fosfat)																			
TCEP tris (2-kloroetyl) fosfat)																			
TDCP tris(diklorpropyl) fosfat																			
TBP tris-n-butyl fosfat																			
TBEP tris(2-butoxyetyl) fosfat																			
TEHP tris(2-etylhexyl)fofhat																			
TIBP tri-iso-butylfosfat																			
TCrP tri-kresylfosfat																			
ToCrP tris-o-kresylfosfat																			
TPhP trifenyl fosfat																			
DBPhP dibutyl fenyl fosfat																			
DPhBP difenyl-butylfosfat																			
EHDPhP 2-Etyl-hexyl difenyl fosfat																			
BDE 209																			
BDE 47																			
BDE 99																			
BDE 100																			
Kodein																			
Atenolol																			
Sotalol																			
Metoprolol																			
Propranolol																			
Azitromycin																			
Klaritromycin																			
Norfloxacin																			
Ciprofloxacin																			
Ofloxacin																			
Sulfametoxazol																			
Trimetoprim																			
Losartan																			
Valsartan																			
Irbesartan																			
Diltiazem																			
Karbamazepin																			

					Kap.4 och 5. Inarbetning av rötslam		Kap.7. Analys av jord, sockerbetor och blast			Kap.9. Screening av organiska föreningar i slambehandöad åkermark						Kap.12. Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin		Kap.13. Läkemedelsresters öde i slambehandling och på åkermark			
Analys av gröda från B0 Petersborg 1994	Analys av gröda från A0 Igelösa 1993	Analys av gröda från A0 Igelösa 1994	Analys av gröda från B0 Igelösa 1993	Analys av gröda från B0 Igelösa 1994	Analys av kontrolljord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2001	Analys av gödslad jord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2002	Analys av jord led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 i Petersborg 2011	Analys av sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av blast från sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av jord utan slamgödsel från Petersborg och Igellösa 2014	Analys av slamgödslad jord från Petersborg och Igellösa 2014	Taxinge analys tre år efter applikation av slam	Analys av slam från Sörmland	Sörmland före/efter applicering av slam ca 10 dagar mellan provtagningarna	Analys av mask	Har påvisats eller kvantifierats i slam som används som gödsel	Läkemedel påvisade i obehandlat fekali slam och svartvatten 2016	Läkemedel analyserade i inkommande avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i utgående avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i avloppsslam från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i jordprover tagna på Petersborg 2015
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												J					
N	N	N	N	N												N					
N	N	N	N	N												N					
J	N	J	N	N												J					
N	N	N	N	N												N					
					J	J															
					J	J															
					J	J	N	J✢	N	N	J	N	J	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
							N	J ✢	N	N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N												
							N	N	N	N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
							N	N	N	N	J	J	J	N	J						
							N	N	N	N	N	N	J	N	N						
							N	N	N												
										N	N	N	J	N	N						
										J	J	J	J	J/J	N						
										J	J	J	J	J/J	N						
										N	J	J	J	N/J	N						
										N	J	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	N	N	N						
										N	N	N	J	N	N						
										N	J	J	J	N	N						
										N	J	J	J	N/J	J						
										N	J	J	J	N	J						
										N	J	N	J	N	J						
																	J				
																	J	J	J	J	N
																	J				
																	J	J	J	J	N
																	J	J	J	J	J
																	N				
																	N				
																	N				
																	J				
																	N				
																	N				
																	N				
																	J				
																	J				
																	J				
																	J				
																	J	J	J	J	N

Miljögift	Analys av avlopps-slam från Källby 1989	Analys av avlopps-slam från Källby 1993	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1989	Analys av avlopps-slam från Sjölunda 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från A0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1990	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1993	Analys av jord från B0 Pe-tersborg 1994	Analys av jord från A0 Igelösa 1990	Analys av jord från A0 Igelösa 1993	Analys av jord från A0 Igelösa 1994	Analys av jord från B0 Igelösa 1990	Analys av jord från B0 Igelösa 1993	Analys av jord från B0 Igelösa 1994	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1993	Analys av gröda från A0 Peters-borg 1994	Analys av gröda från B0 Peters-borg 1993
Citalopram																			
Diazepam																			
Lamotrigin																			
Oxazepam																			
Venlafaxin																			
Fluoxetin																			
Amitriptylin																			
Ranitidin																			
Climbazole																			
Ketoconazol																			
Lidokain																			
Furosemid																			
Hydroklorotiazid																			
Atorvastatin																			
Bezafibrat																			
Ibuprofen																			
Naproxen																			
Diklofenak																			
Acetaminophen																			
Budesonid																			
Kandesartan																			
Ramipril																			
Amlodipin																			
Atorvastatin																			
Saxagliptin																			
Cetirizine																			
Bisoprolol																			
Kaffein																			
Furosemid																			
Warfarin																			
Amlodipin																			
Ketoprofen																			
Paracetamol																			
Risperidon																			
Sertralin																			
Simvaststin																			
Terbutalin																			

* = ej analyserad 1996
¤ = Led A0 under detektionsgränsen
✢ endast i led C2
‡ endast i led B2 och C2

					Kap.4 och 5. Inarbetning av rötslam		Kap.7. Analys av jord, sockerbetor och blast			Kap.9. Screening av organiska föreningar i slambehandöad åkermark						Kap.12. Läkemedel i källsorterat klosettvatten och latrin		Kap.13. Läkemedelsresters öde i slambehandling och på åkermark			
Analys av gröda från B0 Petersborg 1994	Analys av gröda från A0 Igelösa 1993	Analys av gröda från A0 Igelösa 1994	Analys av gröda från B0 Igelösa 1993	Analys av gröda från B0 Igelösa 1994	Analys av kontrolljord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2001	Analys av gödslad jord Oxie 1996, juni och dec. 2000, 2002	Analys av jord led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 i Petersborg 2011	Analys av sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av blast från sockerbeta odlad på Petersborg led A0, A2, B0, B2, C0 och C2 2011	Analys av jord utan slamgödsel från Petersborg och Igellösa 2014	Analys av slamgödslad jord från Petersborg och Igellösa 2014	Taxinge analys tre år efter applikation av slam	Analys av slam från Sörmland	Sörmland före/efter applicering av slam ca 10 dagar mellan provtagningarna	Analys av mask	Har påvisats eller kvantifierats i slam som används som gödsel	Läkemedel påvisade i obehandlat fekali slam och svartvatten 2016	Läkemedel analyserade i inkommande avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i utgående avloppsvatten från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i avloppsslam från Sjölunda 2015	Läkemedel analyserade i jordprover tagna på Petersborg 2015
																	J	J	J	J	J
																	J				
																	J				
																	J	J	J	J	N
																	J				
																	J	J	J	J	J
																	J				
																	N	J	J	N	N
																	N				
																	N				
																	J				
																	J				
																	J	J	J	J	N
																	J				
																	N				
																	J	J	N	J	N
																	J	J	J	N	N
																	J	J	J	J	N
																	J				
																	J				
																	J				
																	J	J	J	N	N
																	J				
																	J				
																	J				
																	J				
																	J	J	J	J	N
																	J				
																		J	J	N	N
																		J	J	N	N
																		J	N	J	N
																		J	J	N	N
																		J	J	J	N
																		J	J	N	N
																		J	J	J	J
																		J	N	N	N
																		J	J	N	N

Bilaga 2

	Kap.6. Organiska ämnen i slam	Kap.8. Riskbedömningar av fosforrika fraktioner vid återförsel ...
Miljögift	Modellering en prioritering för slamåtervinning	Riskbedömning av fosforrika fraktioner
Di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	S	
Erytromycin	P, Y, R	
4-nonylfenol, grenad	S, P, Y, R	
Tonalid	G, Y, R	J
Diisononyl ftalat	S, G, Y, R	
Didecyl dimetyl ammonium klorid	S	
Linjär alkyl benzen sulfonat (LAS), C10	S, P, R	
Dekametylcyklopentasiloxan	S, Y	
2-(benzotriazol-2-yl)-4-metylfenol	S	
Oktokrylen	S, Y, R	
Ciprofloxacin	S, P, Y, R	J
AMPA (AMINOMETHYLPHOSPHONIC ACID)	S, P, Y, R	
2-Ethylhexyl diphenyl phosphate	S	
Dietylamino hydroxybenzoyl hexyl benzoate	S, G, R	
Acetaldehyde-b	S, P, R	
DSBP (Distyrylbiphenylsulfonate)	S, R	
FB28 (Cellufluor, fluorescent brightener)	S, Å, R	
DAS2	S, Å, R	
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-metyl-1-fenyletyl) fenol	S, Å, P, G, Y, R	
2,4-di-tert-butyl-6-(5-chlorobenzotriazol-2-yl)phenol	S, Å, G, Y, R	
Ketoconazole	Å, P, G, Y, R	
decabromodiphenyl ether (PBDE209)	Å, G, Y, R	
galaxolid	S, Å, P, G, Y, R	J
Dekametylcyklopentasiloxan	Å, G, R	
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylfenol	S, Å, G, Y, R	
Miconazol	Å, G, R	
Oktabromodibenzo-furan	Å, G, R	
Dipyridamole	Å, P, R	
DSBP (Distyrylbiphenylsulfonate)	Å	
tributyltenn (TBT)	Å, P, R	J
dibutyltenn DBT		J
Butylhydroxytoluen	Å, R	
Tris(2-kloro-1-metyletyl) fosfat	Å, P, R	
Citalopram	Å, R	
5H-Benzo(a)karbazol	Å, R	
Telmisartan	Å, G, R	
2-(benzotriazol-2-yl)-4-metylfenol	P, Y, R	
Venlafaxin	P, Y, R	
Ofloxacin	P, R	
Metoprolol	P, Y, R	
4-nonylfenol-monoetoxylat		
4-nonylfenol-dietoxylat	P, R	
Butylhydroxytoluen	P, Y	
4-Metyl benzyliden kamfer, Eusolex 6300	P, G, R	
Clindamycin	P, R	
2,2',4,4',5-pentabromodifenyl eter (PBDE99)	G, R	
Oktadecyl 3-(3,5-di-tert-butyl-4-hydroxyfenyl)propionat	G, R	
pentabromofenol	G, R	
tetrabromobiphenol-A	G, R	
Buprenorfin	G, R	
2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metenedifenol	G, R	
2,6-Diiso-propyl-phenol (propofol)	Y, R	
Loperamid	Y, R	
dekametylcyklopentasiloxan, D5		J
dodekametylcyklohexasiloxan, D6		J
PFOS perfluoroktansulfonat		J
PFDA perfluorodekanoat		J
PFUnA perfluoroundekanoat		J
TCPP tris(2-kloroisopropyl)fosfat)		J
TCP trikresylfosfat		J
EHDPP Etylhexyldifenylfosfat		J
Långkedjiga klorparaffiner		
Triklosan		
Mellankedjiga klorparaffiner (C14C17)		
Kortkedjiga klorparaffiner (C10-C13)		J
Dodekametylcyklohexasiloxan		
4-t-Oktylfenol		
Dibutylftalat		
1,2,3,4,6,7,8,9-oktaklordibenso-pdioxin		
Bisfenol A		
dioxin, summa TEQ		J
diklofenak		J
progesteron		J

Avloppsslam på åkermark – vad behöver vi veta om oönskade organiska ämnen?

Svensk Vatten

Box 14057 • 167 14 Bromma
Tfn 08 506 002 00
Fax 08 506 002 10
svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se