



Kemakta AR 2019-28



Kunskapsöversikt om organiska miljö- och hälsofarliga ämnen i avloppsslam

Mark Elert, Celia Jones och Karin Jonsson

November 2019

Kemakta Konsult AB

Box 12655, 112 93 Stockholm

Telefon: 08-617 67 00, Telefax: 08-652 16 07, Internet: www.kemakta.se

Omslagsfoto: Mark Elert

Sammanfattning

På uppdrag av utredningen Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam genomförde Kemakta 2018 en förstudie gällande organiska miljö- och hälsofarliga ämnen i avloppsslam. Syftet var att undersöka om det tillkommit ny kunskap om ämnen i avloppsslam sedan den utredning Naturvårdsverket gjorde 2013, samt om nytillkommen kunskap skulle föranleda ett behov av att förändra eller komplettera den riskvärdering som gjordes.

Denna rapport omfattar en grundligare genomgång av den information som inhämtades i förstudien vad gäller information om kritiska ämnen och deras förekomst, toxicitet för människor, påverkan på mark- och vattenmiljö och deras förmåga att tas upp av växter och djur. Syftet är att ge underlag för en bedömning av möjligheterna att tillåta fortsatt användning av avloppsslam på åkermark, eventuellt med reviderade restriktioner, eller om ett förbud mot denna typ av användning skulle vara motiverad.

I rapporten sammanfattas trender för ett antal ämnen som analyserats i avloppsslam sedan 2004. Sammanfattningen täcker in både de ämnen som Naturvårdsverket föreslog skulle regleras, men även andra ämnen som regelbundet analyserats i slam. Analyserna visar att många av de ”klassiska” organiska miljögifterna såsom PCB och tributyltenn sedan en tid tillbaka uppvisar en trend med minskande halter. Halterna som uppmätts i screeningundersökningen ligger på senare år under de gränsvärden som Naturvårdsverket föreslagit. Halterna av många övriga ämnen/ämnesgrupper visar också en generell nedåtgående trend, exempelvis klorbensener, alkylfenoler och triklosan. Bromerade bifenyletrar och även oavsiktligt bildade ämnen såsom dioxin visar på sakta minskande halter. Ämnen som inte visar på någon tydlig minskande trend och i vissa fall en viss ökning är PPDE-209, PFOS, Ciprofloxacin, dibutyltenn och monobutyltenn, organiska fosfater och ftalater.

Vidare har en genomgång gjorts av metodiken som användes i den riskbedömning som låg till grund för Naturvårdsverkets utredning, med en utvärdering om den täcker in de risker som kan vara aktuella. Metodiken bygger på vedertagna metoder för beräkning av risker, men innebär trots det stora osäkerheter både vad gäller metodik och data. Riskbedömningen behandlar ett relativt begränsat antal skyddsobjekt, människor som exponeras genom föda, markmiljön och ytvatten. Andra exponeringsvägar för människor samt skydd av andra delar av ekosystemet (djur som vistas vid åkermark) behandlas dock inte på ett heltäckande sätt.

De viktigaste parametrarna som används för att beskriva de organiska ämnenas uppträdande, toxicitet och ekotoxicitet har granskats avseende eventuella nya data som framkommit och osäkerheter i de data som används. En stor mängd data om de olika ämnenas kemiska, toxiska och ekotoxiska egenskaper används i riskbedömningen. Vår genomgång visar att det förekommer stora osäkerheter vad gäller data för ämnenas rörlighet, nedbrytning, toxicitet och ekotoxicitet och att det i många fall kommit fram ny information som skulle modifiera de parametrar som använts i riskmodellen.

Riskbedömningar av organiska ämnen i slam som används på åkermark är behäftade med en rad osäkerheter. Olika riskbedömningar som genomförts har kommit fram till delvis olika slutsatser om vilka ämnen som är kritiska och även gällande vilka säkerhetsmarginaler som finns. Orsaken till detta är delvis olika grundantaganden i modellerna, men främsta orsaken är olika parameterintervall. Vi bedömer att en mer genomgripande datagenomgång behöver göras, i kombination med en bedömning av osäkerheter i enskilda datavärden.

Riskbedömningen bör även utökas med fler ämnen, framförallt sådana som kan tänkas komma att få ökande halter i avloppsslam på grund av en ökande användning. Det urval som gjorts inom Naturvårdsverkets utredning är huvudsakligen styrt mot kända ämnen som visat sig ha en potential att skapa negativa effekter i miljön, medan nya ämnen inte har tagits med, motiverat med brist på kunskap både om ämnenas egenskaper och rörande deras förekomst i slam. En kritisk grupp är läkemedel, där en stor mängd biologiskt aktiva ämnen kan förekomma i slam, men kunskapen om både förekomst och egenskaper är otillräcklig. För att kunna hantera denna situation med många okända nya ämnen måste nya metoder utvecklas för att uppskatta fysikalisk-kemiska egenskaper och ekotoxikologiska-toxiska egenskaper hos ämnen och blandningar av ämnen. Olika sådana metoder finns och är under utveckling inom det generella kemikaliearbetet. Användning av sådana metoder innebär dock osäkerheter och resultatet kan för många ämnen bli mer indikativa.

Eftersom riskbedömningen omfattar ett brett spektrum av ämnen med stor variation i egenskaper är det svårt att à priori bestämma vilka skyddsobjekt och exponeringsvägar som är de kritiska för ett givet ämne. Vår rekommendation är därför att en riskbedömning täcker in ett flertal olika skyddsobjekt och exponeringsvägar. På detta sätt erhålls en större tillförsikt i att riskbedömning har täckt in alla tänkbara risker.

Ett beslut om framtida användning av slam på åkermark kan inte endast baseras på en riskbedömning av föroreningar. Riskerna med en slamanvändning måste även sättas i relation till risker med andra gödselmedel. En riskvärdering bör också omfatta den alternativa användning som slammet kan få om ett förbud mot spridning på åkermark införs. En möjlig utveckling är att en större andel av slammet används för anläggningsjordar eller för täckning av deponier. Den styrande faktorn för flera av de organiska ämnena som kan förekomma i slam är spridning till ytvatten och denna spridning skulle också uppkomma från avloppsslam som används för andra ändamål. Därför skulle ett förbud i detta avseende inte innebära någon förbättring för miljön.

Trots att det finns osäkerheter gällande riskerna med slamanvändning på åkermark bedömer vi att marginalerna är så stora att riskbedömningen inte motiverar ett förbud mot denna användning. En bidragande orsak till att de beräknade riskerna är små är att mängden slam som tillsätts vid en giva är liten, ca 0,15 % av den totala mängden jord i rotzonen. Ett förbud kan leda till att drivkraften minskar för att reducera mängden farliga ämnen som hamnar i avloppsslammet. Avloppsslammet blir ett avfall och andra användningsområden, som också innebär risker, kan komma att bli aktuella så länge det saknas alternativa metoder för fosforutvinning.

Om ett förbud inte införs så bör en reglering av vissa ämnen införas. Den stora mängden kemikalier som förekommer i samhället och även i avloppsslam gör det svårt att bestämma ”kritiska” ämnen för en sådan reglering. Nya kemikalier kommer också ständigt i användning. Vi bedömer det inte som meningsfullt att reglera de ”klassiska” miljögifterna såsom PCB, dioxiner, eftersom dessa numera är förbjudna eller har kraftiga restriktioner i användningen och att de också uppvisar en avtagande trend i halter i avloppsslam och där halter i den slambehandlade jorden kan förväntas underskrida normala bakgrundshalter. För vissa ämnen skulle dock en reglering kunna vara meningsfull. Detta gäller PFOS och andra perfluorerade ämnen, klorparaffiner och alkylfenoler. En sådan reglering kommer dock att behöva ses över regelbundet. Detta bör göras i samordning med annat kemikaliearbete i Sverige och inom EU.

Innehållsförteckning

1	Inledning	6
1.1	Bakgrund	6
1.2	Syfte och omfattning	6
1.3	Läsanvisning	6
2	Underlag	7
2.1	Organiska ämnen i avloppsslam	7
2.2	Utveckling av halter i slam från svenska avloppsreningsverk	9
2.2.1	Halter av föreslagna reglerade ämnen	9
2.2.2	Halter av övriga organiska ämnen	11
2.2.3	Sammanfattning av trender	12
3	Riskbedömning	14
3.1	Urval av ämnen.....	14
3.2	Skyddsobjekt och exponeringsscenarioer	14
3.3	Generell metodik.....	14
3.4	Beräkning av lågrisknivåer (LRN)	16
4	Genomgång av parametervärden	19
4.1	Fysikaliska/kemiska parametrar	19
4.1.1	Fastläggning av organiska ämnen i jorden	19
4.1.2	Nedbrytning i jord	19
4.2	Toxikologiska referensvärden.....	20
4.3	Växtupptagsfaktorer.....	24
4.4	PNEC för marklevande organismer.....	24
4.5	PNEC för ytvatten	25
5	Diskussion och slutsatser	27
5.1	Trender för ämnen	27
5.2	Urval av ämnen för screening.....	27
5.3	Riskbedömning av farliga ämnen i slam.....	28
5.4	Bedömning av riskerna vid en långsiktig användning	31
5.5	Validering mot fältmätningar	31
5.6	Slutsatser	32
6	Referenser	35

1 Inledning

1.1 Bakgrund

På uppdrag av utredningen Giftfri och cirkulär återföring av fosfor från avloppsslam genomförde Kemakta i december 2018 en förstudie gällande organiska miljö- och hälsofarliga ämnen i avloppsslam (Kemakta 2018). Syftet med förstudien var att undersöka om det tillkommit ny kunskap om ämnen i avloppsslam sedan den utredning som Naturvårdsverket gjorde 2013 samt om nytillkommen kunskap skulle föranleda ett behov av att förändra eller komplettera den riskvärdering som gjordes 2013.

Den information som togs fram i förstudien indikerade att det fanns ett behov av att gå igenom den riskvärdering som gjordes 2013, både när det gäller urvalet av ämnen som ska regleras, men även eftersom ny kunskap om riskerna med befintliga ämnen framkommit. Kemakta fick därför i uppdrag att genomföra en kompletterande utredning.

1.2 Syfte och omfattning

Syftet är att ge underlag för en bedömning av möjligheterna att tillåta fortsatt användning av avloppsslam på åkermark, eventuellt med reviderade restriktioner, eller om ett förbud mot denna typ av användning skulle vara motiverad.

Det kompletterade arbetet har omfattat att göra en grundligare genomgång av den nya information som inhämtades i förstudien. Detta gäller information om kritiska ämnen och deras förekomst, toxicitet för människor, påverkan på mark- och vattenmiljö och deras förmåga att tas upp av växter och djur utvärderas. Vidare görs en bedömning om förekomsten av dem i avloppsslam skulle kunna innebära en väsentlig risk. Arbetet har även omfattat en genomgång av riskbedömningar genomförda i vissa andra länder.

1.3 Läsanvisning

I kapitel 2 ges en sammanfattning av trender för ett antal ämnen som regelbundet analyseras i avloppsslam i Sverige. Sammanfattningen täcker in både de ämnen som Naturvårdsverket föreslog skulle regleras, men även andra ämnen som regelbundet analyserats i slam.

Kapitel 3 innehåller en genomgång av den metodik som användes i den riskbedömning som låg till grund för Naturvårdsverkets utredning. I kapitlet görs också en utvärdering om den använda metodiken täcker de risker som kan vara aktuella.

Även de parametervärden som används i riskbedömningen har stor betydelse för resultatet. I kapitel 4 görs en genomgång av de viktigaste parametrarna som används för att beskriva de organiska ämnenas uppträdande, toxicitet och ekotoxicitet. Tonvikten läggs på eventuella nya data som framkommit och osäkerheter i de data som används.

I kapitel 5 redovisas en diskussion av vår samlade bedömning och de slutsatser som kan dras från denna genomgång.

2 Underlag

I förstudien gjordes en genomgång av kunskapsläget när det gäller förorenande ämnen i slam och om ny kunskap kommit fram sedan Naturvårdsverkets utredning 2014. Slutsatsen av den information som tagits fram i förstudien var att det finns ett behov av att gå igenom den riskvärdering som gjordes 2013, både när det gäller urvalet av ämnen som ska regleras, men även på grund av kunskap som tillkommit om riskerna med befintliga ämnen.

I denna studie har en genomgång gjorts av urvalet av ämnen samt de underlagsdata som användes i riskbedömningen (WSP 2013a). Materialet från förstudien har kompletterats med analyser från miljöövervakningen i Sverige av slam från 11 reningsverk för åren 2015-2017 i syfte att bedöma trender för de analyserade ämnena.

För att bedöma eventuella risker med nya ämnen har utvecklingen i några andra EU-länder undersökts, framförallt Tyskland. Vidare har en litteratursökning gjorts efter relevant studier av förekomst och risker med nya ämnen.

2.1 Organiska ämnen i avloppsslam

I denna rapport har ett antal ämnen/ämnesgrupper studerats, se tabell 1. Antalet ämnen som kan förekomma är dock mycket stort och för många av dessa saknas information om halter och även de data som krävs för att kunna genomföra en riskbedömning. Därför beaktas ofta kritiska ämnesgrupper så att även om data för ett ämne saknas, kan andra ämnen i gruppen fungera som indikatorämnen.

I Naturvårdsverkets utredning gjordes en riskbedömning av ett antal metaller och prioriterade organiska miljögifter. Underlaget redovisas i en rapport från konsultbolaget WSP (WSP 2013a), men bygger även på riskbedömningar som tidigare genomförts samt en del andra bakgrundsrapporter (Sternbeck et al. 2011, WSP 2013b, 2013c). I WSP:s riskbedömning nedprioriterades ett antal ämnen som har inkluderats i övervakning av föroreningar i slam. Eftersom det finns data för halterna i slam för dessa ämnen har de även beaktats i denna rapport. Ytterligare några ämnen inkluderades i WSP (2015), där en undersökning av halterna av utvalda ämnen i slam, jord, växter och markfauna rapporterades och jämfördes med modellberäkningar. Dessa ämnen har även inkluderats i denna rapport.

Naturvårdsverkets utredning ingick inga förslag på gränsvärden för läkemedel. WSP:s utredningar omfattade några få läkemedel och även den återkommande miljöövervakningen analyserar bara ett fåtal läkemedel, se tabell 2-2. År 2014 gjordes en mer heltäckande screening av läkemedel i slam (IVL 2015). I undersökningen påträffades ett läkemedel (Ciprofloxacin) i en medelhalt över 1 mg/kg och 12 läkemedel med en medelhalt mellan 0,1 och 1 mg/kg.

Tyskland har ett antal indikatorämnen föreslagits för övervakning av läkemedel i avloppsslam (Konradi och Vogel 2013). Kriterier för val av indikatorämnen var förekomsten i slam, toxicitet för marklevande organismer, upptag i växter, samt att de är representativa för olika grupper av läkemedel.

Tabell 2-1 Organiska ämnen i slam som behandlas i denna rapport.

Ämnen	Grupp	Ämnen med gränsvärden i NV 2013	Ämnen som utreds i WSP 2011 & 2013 (1)	Screening WSP 2015	Ämnen i miljö-screening (2)
PBDE-209	Bromerade difenyletrar PBDE	X	o	X	X*
PBDE-47			Y	X	x
PBDE-99			o	X	x
PBDE-100			o	X	x
nonylfenol	Alkylfenoler		Y	X (+ etoxylat)	x
oktylfenol			Y	X (+ etoxylat)	x
butylhydroxitoluen					
Bisfenol A	Bisfenoler		X		x
PCDD/PCDF (17 ämnen)	Dioxin	X	X		x
Dioxinliknande PCB	PCB				x
PCB-7		X	o		
Kortkedjiga (C10-C13)	Klorparaffiner	X	X		x
Medellånga (C14-C17)					x
Långkedjiga					x
PFOS	Perfluorerade ämnen	X	X	X	X*
PFOA				X	x
PFDA			X		x
PFUnA			X		x
D4	Siloxaner				X*
D5			X		x
D6			X		x
galaxolid	Cykliska myskämnen		X	X (+ lactone)	X*
tonalid			X	X	x
TBT	Tennorganiska ämnen		X		X*
DBT			X		x
MBT					x
DEHP	Ftalater		Y	X	X*
DBP			o		x
DIDP				X	x
DINP				X	x
LAS	Linjära alkylbensensulfonater		Y	X	
Triclosan	Antibakteriell			X	x
Triclocarban				X	
Trikresylfosfat	Organofosfater		X	X	x
Tris(2-klorisopropyl)fosfat			X	X	x
Tris(2-butoxyetyl)fosfat				X	X*
1-etylhexyl difenylfosfat			X	X	x
	Klorbensener				X*
	Klorfenoler				X*

- 1) x innebär att en lågrisknivå redovisas i WSP 2013a.
Y innebär att ämnet beaktas i Sternbeck et al. 2011.
o innebär att ämnet prioriterats bort i WSP 2013 eller Sternbeck et al. 2011.
- 2) X* Innebär att fler ämnen i denna grupp har analyserats.

Tabell 2-2 Läkemedel som behandlas i denna rapport.

Ämnen	Grupp	Ämnen med gränsvärden i NV 2013	Ämnen som utreds i WSP 2011 & 2013	Screening WSP 2014	Ämnen i miljöscreening	Indikator läkemedel (Konradi m.fl.)
Ciprofloxacin	Antibiotika		X		x	X
Norfloxacin					x	
Ofloxacin					x	
Sulfamethoxazole						X
Carbamazepine	Psykofarmaka					X
Diklofenac	Smärtstillande		X			X
Ethinylestradiol	Hormoner					X
Progesteron			X			
Metoprolol	Beta-blockerare					X
Fenofibrate	Lipidreglerare					X
Gemfibrozil						X

2.2 Utveckling av halter i slam från svenska avloppsreningsverk

Som en del av Naturvårdsverkets miljöövervakning har utgående vatten och slam från ett antal avloppsreningsverk i Sverige provtagits och analyserats. Umeå universitet har genomfört övervakning av halterna i slam av ett stort antal andra miljögifter från reningsverk i olika delar av Sverige sedan 2004. I bilaga A presenteras figurer som sammanfattar övervakningsdata från Umeå universitet. (Umeå universitet 2007-2019). Data har sammanställts från Screeningdatabasen (tidigare administrerad av IVL, numera SGU) med kompletteringar av data från 2015-2017.

Totalt har nio reningsverk av varierande typ och storlek ingått i studien under större delen av perioden. För närvarande är data fram till och med år 2017 tillgängliga. Ett samlingsprov på slam tas ut varje år i oktober under en period med normala driftförhållanden och nederbördsförhållanden. Proverna analyseras med avseende på 19 olika ämnesgrupper, totalt ca 150 ämnen. De enskilda proverna visar på relativt stora variationer mellan olika reningsverk och år, men i flera fall kan vissa trender ses.

I en norsk studie redovisas halterna av organiska miljögifter i slam från 18 reningsverk (Norsk Vann, 2019) och för vissa ämnen har de uppmätta halter kunnat jämföras med tidigare analyser. För de flesta ämnen visar resultaten liknande halter och trender som observerats i slam från svenska reningsverk. Där skillnader mellan undersökningarna förekommer har detta noterats i texten nedan.

2.2.1 Halter av föreslagna reglerade ämnen

I författningsförslaget (Naturvårdsverket 2013) gavs förslag på högsta tillåtna halter av fem ämnen/ämnesgrupper av organiska miljögifter:

- Bromerade difenyletrar representerat av BDE-209
- Polyklorerade dibenso-p-dioxiner och dibensofuraner (PCDD/PCDF). Anges som toxicitetsekvivalenter (TEQ).
- Polyklorerade bifenyler. Summahalt PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 (PCB-7)
- Kortkedjiga klorparaffiner, C10-C13
- Perfluorerade ämnen representerat av PFOS

Bromerade difenyletrar (PBDE)

Halten av bromerade difenyletrar (PBDE) i avloppsslam visar på en avtagande trend sedan 2014 (figur A-1). Ett undantag är PBDE-209 där medelhalterna visar på en svag ökning sedan 2004, med medelhalter under perioden 2014-2017 på mellan 0,24 och 0,39 mg/kg torrsvikt (figur A-2). Halterna ligger därmed i närheten av de gränsvärden som föreslås i Naturvårdsverkets utredning, 0,5, 0,4 respektive 0,3 mg/kg torrsvikt för åren 2015, 2023 och 2030, men är väsentligt lägre än den lågrisknivå som redovisas i Sternbeck et al. (2011). I den norska studien uppgick PBDE-209 till över 90 % av summa PBDE. DBDPE, som ingick inte i summa PBDE, hade den näst högsta medelhalt av alla bromerade difenyletrar, men påvisades endast i 31 av 95 prover.

Dioxiner

Halterna av dioxiner (PCDD/PCDF) visade en nedåtgående trend i början av 2000-talet, men trenden stabiliserade efter 2008 (Figur A-3). Även om halterna verkar generellt minska, är minskning mycket långsamt efter 2008. Okta- och heptaklorerade dioxiner bidrar mest till den totalhalten i mg/kg, men andra kongener bidrar till totalhalten av toxiska ekvivalenter. Under perioden 2007-2013 var medelhalten toxikologiska ekvivalenter i intervallet 4 till 6 ng TEQ/kg torrsvikt och har sedan 2014 legat mellan 2 och 4 ng TEQ/kg torrsvikt. Detta är lägre än det gränsvärde för dioxin som föreslås i Naturvårdsverkets utredning 20, 15 respektive 10 ng TEQ/kg torrsvikt för åren 2015, 2023 och 2030.

PCB

I den nationella övervakningen analyseras 12 olika PCB-kongener, dock har analyserna fokuserat på PCB-föreningar med dioxinlikande egenskaper där endast en förening ingår i gruppen PCB-7. Därför kan inte en direkt jämförelse göras, men generellt har PCB-halterna visat en nedåtgående trend under perioden 2004-2017 (Figur 1-4)

Summa PCB-7 analyseras regelbundet vid svenska reningsverk och finns sammanställd av SBC (2018). I Sternbeck et al. (2011) och WSP (2013a) redovisas en medelhalt i slam från svenska avloppsreningsverk på 0,04 mg/kg torrsvikt med en 90-percentil på 0,06 mg/kg torrsvikt. Enligt SCB:s statistik var medelhalten 2016 av PCB-7 i slam från svenska avloppsreningsverk 0,03 mg/kg torrsvikt (SCB 2018), dvs. lägre än Naturvårdsverkets förslag på gränsvärden på 0,06, 0,05 respektive 0,04 mg/kg torrsvikt för åren 2015, 2023 och 2030.

Noterbart är att den dioxinlikande effekten av PCB omräknat i WHO-TEQ inte minskat i samma utsträckning som totalhalterna. Detta beror på att den PCB-förening som bidrar mest till den dioxinliknande effekten (PCB 126) har haft en långsammare minskning än övriga PCB. Detta innebär att dioxineffekten av PCB nu är i samma storleksordning som den från PCDD/PCDF, ca 2 ng TEQ/kg torrsvikt.

Klorparaffiner

Klorparaffiner visar på en nedåtgående trend för halten av de långkedjiga klorparaffinerna, medan trenden är mindre markant för de medellånga (C14-C17) och de kortkedjiga (C10-C13), figur A5 och A-6. Medelvärde av halterna för de kortkedjiga har under hela perioden legat under det gränsvärde på 2 mg/kg torrsvikt som Naturvårdsverket föreslog för år 2030 (figur A-6), men de högsta värdena har legat över 2 mg/kg torrsvikt fram till år 2013.

Perfluorerade ämnena (PFAS)

För de perfluorerade ämnena (PFAS) ses en nedåtgående trend i halt (figur A-7), men för PFOS är nedgången mycket långsam och medelhalterna har varit relativt konstanta de senaste sju åren, dock med en stor spridning mellan olika avloppsreningsverk. Medelhalterna av PFOS ligger dock sedan 2008 under det gränsvärde på 0,02 mg/kg torrsvikt som Naturvårdsverket föreslog för år 2030. De högsta värdena har de senaste två åren legat i nivå med gränsvärdet på 0,05 mg/kg torrsvikt föreslaget för år 2023. Den norska studien redovisar en medelhalt av total PFAS (22 ämnen) på 0,036 mg/kg TS, där halterna av många av de 22 ämnen var under rapporteringsgränsen. Ingen tydlig trend kunde ses.

2.2.2 Halter av övriga organiska ämnen

I Umeå Universitets screening ingår också analyser av ett stort antal andra miljögifter i slam från reningsverk. Halterna av många övriga ämnen/ämnesgrupper visar en generell nedåtgående trend under perioden mellan 2004 och 2017, exempelvis klorbensener, alkylfenoler (oktyl- och nonylfenol) och triklosan (Figur A-8 – A10).

Halten av Bisfenol A visar en nedåtgående trend mellan 2010 och 2015, men mellan 2015 och 2017 har medelhalten ökat kraftigt (figur A-10). Detta beror på några enstaka höga halter i enskilda reningsverk. I den norska studien var medelhalten av Bisfenol A, 1,6 mg/kg, högre än i den svenska studien. Norge hade halterna ökat kraftigt med halterna för 2017/2018 som var dubbelt så höga som halterna 2012/2013.

I den norska studien analyserades även ”nya” bisfenoler, som detekterades i alla prov. Medelhalten av summa ”nya” bisfenoler var 0,043 mg/kg, vilket är ungefär som halten av Bisfenol A i Sverige. De ”nya” bisfenoler som var över detektionsgränsen var huvudsakligen Bisfenol S och F.

Andra ämnen visar ingen generell nedåtgående trend, exempelvis Ciprofloxacin, organofosfater (figur A-11 och A-12). För organofosfater kunde heller ingen generell trend ses i den norska studien, halterna av vissa ämnen har minskat sedan perioden 2010-2013, medan andra ämnen har ökat.

Vad gäller antibiotika, ingår i miljöövervakningen analys av tre läkemedel (figur A-11). Halterna av Norfloxacin har sjunkit kraftigt. Halterna av Ciprofloxacin och Ofloxacin sjönk fram till 2010-2014, men har på senare år ökat. I den norska studien analyserades 48 olika läkemedel där Telmisartan, Fenoxfenadine och Carbamazepine påträffades i de högsta halterna, ämnen som inte ingår i det svenska screeningprogrammet. Stora skillnader observerades mellan olika reningsverk.

Inom andra ämnesgrupper, exempelvis organiska tennföreningar, ftalater, siloxaner, syntetiska myskämnen finns ingen generell trend (figur A-13 – A-16).

Vad gäller organiska tennföreningar (figur A-13) visar vissa ämnen en nedåtgående trend, men andra ämnen har en uppåtgående trend, förmodligen för att de använts för att ersätta de förbjudna tributylföreningarna. Medan halterna av tributyltenn fortsätter att vara låga, har halterna av dibutyltenn, monobutyltenn, dioktyltenn och monooktyltenn ökat sedan 2014. Eventuellt kan byte av analyslabb och analysmetod ha påverkat resultatet (Umeå Universitet 2019). I Norge har summahalterna av organiska tennföreningar ökat i slam. Summahalten har dubblats mellan 2012/2013 och 2017/2018. DBT utgjorde cirka 75% av summhalten i de senare mätningarna.

Halterna av ftalaten DEHP minskade under perioden 2004-2011, men sedan 2011 verkar de ha stabiliserat och varierar mellan 12 och 55 mg/kg torrsvikt (figur A-14).

Halterna av diisodecylftalat verkar ha ökat sedan 2013. Halten av diisononylftalat har varierat kraftigt mellan 1 och 60 mg/kg under perioden 2004-2017. Övriga ftalater förekommer i låga halter, högsta medelvärde ca 1 mg/kg torrsvikt. I den norska studien rapporterades långsamt nedgående trender för halterna av DEHP och DBP i slam, men halterna av andra ftalater rapporterades inte.

Halterna av de flesta siloxaner har en period med stora variationer mellan 2009 och 2012 (figur A-15). D5 och D6 förekommer i mycket högre halter än övriga siloxaner såsom D4 och de linjära. För D5 och D6 är trenden generellt nedåtgående, dock mycket långsamt för D6. För några andra siloxaner, som förekommer i låga halter, verkar halterna ha ökat sedan 2011, exempelvis MD3M och MD2M. Den norska studien rapporterade halterna av siloxaner i ungefär samma nivå som i den svenska studien, Halterna 2017/2018 var nästan dubbelt så höga som halterna 2012/2013, och halten av D5 och D6 visade kraftigare ökning.

Även cykliska myskämen visade uppåtgående trender i den norska studien. Både galaxolid och tonalid detekterades i samtliga prov. Halterna galaxolid var ungefär som maxhalten i de svenska mätningar. Halterna i 2017/2018 var ungefär två gånger högre än halterna 2012/2013.

Halterna av triklosan i slam i Sverige minskade kraftigt efter 2007 och har sedan dess varit stabila med en medelhalt på ca 0,5 mg/kg TS. De norska data för 2017/2018 visar på en medelhalt på 1 mg/kg TS, vilket är 33% lägre än medelhalten 2012/2013. Det var stora skillnader i halterna i slam från olika reningsverk.

2.2.3 Sammanfattning av trender

I tabell 2-3 redovisas en sammanfattning av trender för de ämnen som ingått i miljöövervakningen av slam. De ämnen/ämnesgrupper som Naturvårdsverket föreslår gränsvärden för markeras i grått.

Tabellen visar att ämnena som föreslås regleras i Naturvårdsverkets utredning i många fall är ämnen där förbud eller olika åtgärder har resulterat i en nedåtgående trend i slam. Exempel är PCB, dioxiner och klorparaffiner. Många av dessa ämnen är numera också förbjudna eller har begränsningar i användningen. Ett ämne som visar på en avvikande trend är dekabromdifenyleter (PBDE-209) som ligger en stabil nivå, i närheten av de gränsvärden som föreslås av Naturvårdsverket.

Ämnen med halter som visar en uppåtgående trend i slam, exempelvis Bisfenol A, antibiotika och vissa ämnen ur grupperna organiska tennföreningar, ftalater, siloxaner, syntetiska myskämen. Det bör även noteras att data för halter i slam inte är omfattande för en del ämnen och ämnesgrupper, exempelvis LAS eller läkemedel i grupper utöver några antibiotika.

Begränsningar i kemikalieanvändningen visar sig också för andra ämnesgrupper. Där flertalet ämnen med begränsningar visar på en nedåtgående trend, (DEHP, DBPT, BBP), medan ftalater med färre begränsningar såsom (DIDP, DINP och DOC) visar en varierande eller uppåtgående trend. Samma tendens gäller även för organiska tennföreningar där de förbjudna tributylföreningar minskar, medan de senaste åren indikerar en uppåtgående trend för di- och monobutylföreningarna. Ett annat exempel är de cykliska siloxanerna som ligger på prioriteringslistor och begränsningar planeras (D4, D5 och D6) visar nedåtgående trender, men halterna av linjära siloxaner i slam ökar. Den norska studien visar också en ökande trend för hexametylcyclotrisiloxan (D3).

Tabell 2-3 Sammanfattning av trenderna som data från Umeå Universitet om halterna av miljögifter i avloppsslam uppvisar.

Ämnesgrupp	Nedåtgående	Stabila	Uppåtgående	Annat	Kommentar på Umeå Universitets resultat
PBDE	X	X			PBDE-209 visar på varierande halter kring en konstant nivå. Övriga PBDE visar på minskande halter. Minskande halter.
Klorparaffiner	X				Nedåtgående för långkedjiga, mer långsamt för medellånga och kortkedjiga.
PCB	X				Endast data för dioxinliknande PCB. SBC-data för PCB7 visar på långsam minskning.
Dioxiner		X			Minskning, relativt stabilt sedan 2008
Klorbensener	X			X	Nedåtgående för högklorerade, mer varierande för lågklorerade.
Klorfenoler					Analyser sedan 2013 under rapporteringsgräns.
Alkylfenoler	X				
Bisfenol A			X		Ökning sedan 2015
Triclosan		X			Nedåtgående till 2008, stabilt därefter
Organofosfater		X			Stor variation
Organiska tennföreningar			X		TBT har minskat och är halterna är låga sedan 2010. DBT och MBT har ökat sedan 2014.
Ftalater				X	DEHP har minskat sedan 2004 generellt, nu stabilt. Diisodecylftalat har ökat sedan 2013. DINP varierar mycket, stabilt.
Siloxaner				X	D5 och D6, generellt nedåtgående. Tendens till ökning för några andra siloxaner- dock fortfarande låga halter.
Syntetiska myskämnen				X	Halterna av myskketon, myskxylen och tonalid är låga och relativt stabila. Halterna av galaxolid varierar mycket och ingen trend kan ses.
Antibiotika			X		Ökning av Ciprofloxacin sedan 2014.

3 Riskbedömning

Riskbedömningen av ämnen i slam och andra fosforrika fraktioner som utgjorde underlag till Naturvårdsverkets utredning redovisas i ett antal konsultrapporter (WSP 2013a, 2013b och 2013c). I föreliggande kapitel redovisas en granskning av den metodik och de data som ingick i riskbedömningen av användning av slam på åkermark. WSP:s riskbedömning behandlar flera olika fosforrika material som återvinns i åkermark, skogsmark eller andra växtetableringsskikt, men granskningen här fokuserar på de delar som berör användningen av slam på åkermark. Utgångspunkten för granskningen är att se om ny information angående aktuella ämnen och risker förknippade med dessa framkommit som skulle påverka riskbilden.

3.1 Urval av ämnen

I Naturvårdsverkets utredning gjordes en riskbedömning av ett antal metaller och prioriterade organiska miljögifter (WSP, 2013a). Urvalet baserades på en prioritering utgående från uppmätta halter, klassificering av ämnena, synpunkter från myndigheter samt tillgång på data. För vissa ämnesgrupper fanns även andra aktuella riskbedömningar (Sternbeck et al. 2011). Ytterligare några ämnen inkluderades i WSP (2015), där en undersökning av halterna av utvalda ämnen i slam, jord, växter och markfauna rapporterades och jämfördes med modellberäkningar. Dessa ämnen har även inkluderats i denna rapport. WSP:s utredningar omfattade endast ett fåtal läkemedel.

3.2 Skyddsobjekt och exponeringsscenarier

I den riskbedömning som gjordes i samband med Naturvårdsverkets utredning 2014 (WSP 2013a) beaktades följande skyddsobjekt vid användning av slam på åkermark:

- människor genom intag av grödor
- marklevande organismer
- ytvatten

Riskerna för påverkan på grundvatten bedömdes täckas in av skyddet av ytvatten eftersom en mycket liten utspädning till ytvatten användes. I beräkningarna antogs en utspädning av lakvattnet från den slambehandlade åkermarken i ytvattnet motsvarande 1 på 10. Detta antagande kan motiveras med att utspädning till grundvatten är i samma storleksordning och att i de allra flesta fall är de haltkriterier som anges för ytvatten lägre än de som anges för grundvatten.

3.3 Generell metodik

Riskbedömningen baserar på en slamgiva vart femte år motsvarande en genomsnittlig fosforgiva på 22 kg P per hektar och år. Med en medelhalt av fosfor i slammet på 2,8 % ger det en medelinblandning av slam i åkermarken på ca 4 ton slam per ha vart femte år eller i genomsnitt knappt 800 kg slam per ha och år. Vid beräkningen av halten av slam i matjorden antas en densitet på jorden på 1,35 kg/dm³ och en mäktighet på 0,2 m. Detta medför att mängden slam per giva beräknas till ca 0,15 % av den total jordmängden, vilket ger en utblandning med närmare 700 gånger.

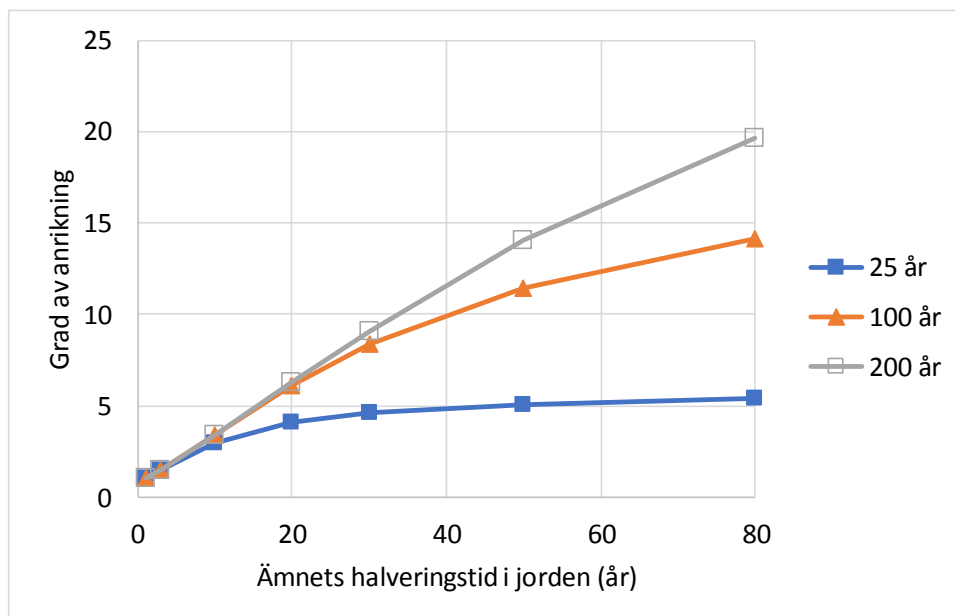
I WSP:s riskbedömning simuleras effekten av en slamgiva vart femte år. Halten av tillförda ämnen är som högst direkt efter givan och avtar sedan på grund av nedbrytning, urlakning och upptag i grödor. Effekten av en återkommande tillförsel av slam påverkar riskbedömningen på två sätt:

- Eftersom halterna av tillförda ämnen avtar med tiden så måste en halt relevant för riskbedömningen väljas.
- För ämnen med lång uppehållstid i marken så kan den återkommande tillförseln av slam leda till en uppbyggnad av halterna i odlingsmarken.

I WSP:s riskbedömning används en medelhalt under en viss period för att beräkna riskerna. För beräkning av risker för människor genom konsumtion av grödor används medelvärdet över 180 dagar, motsvarande en växtsäsong. Vidare antas en karenstid på 10 månader innan odling sker på marken. För risker för markmiljön används ett medelvärde över 30 dagar. Detta följer den rekommendation som ges av ECHA (2016). Användningen av en medelhalt över en tidsperiod samt en karenstid innebär att modellens resultat blir mycket känsliga för valet av halveringstid för ämnet i marken, se vidare avsnitt 4.1.2.

När det gäller spridning till ytvatten så anger inte WSP vilken tid som medelvärdet beräknats över, men det förefaller att vara samma som används för markmiljön, dvs. 30 dagar. Detta kan anses vara konservativt eftersom det finns en fördröjning i spridningen till ytvatten och de haltkriterier som används för ytvatten avser årsmedelvärden.

Takten i avtagandet är ämnesberoende och för ämnen med ingen eller mycket långsam nedbrytning eller utlakning hinner inte det tillförda ämnet helt brytas ned innan nästa giva ges. Detta innebär att en ackumulation i marken kan ske om slamtillförsel sker regelbundet under längre tider. I WSP:s riskbedömning beräknas anrikningen vid slamtillförsel vart femte år i 25 respektive 100 år. För att en anrikning ska vara betydelsefull krävs att ämnen har en mycket lång uppehållstid i jorden, storleksordning tiotals till flera tiotals år. I figur 3-1 redovisas en beräkning vi gjort som visar graden av anrikning efter 25, 100 respektive 200 år som funktion av ämnets halveringstid i jorden vid en återkommande giva vart femte år.



Figur 3-1 Grad av anrikning vid återkommande applikation av slamgivor vart femte år i 25, 100 respektive 200 år för långlivade ämnen i jorden.

I WSP:s riskbedömning är det endast ett fåtal organiska föroreningar som har antagits ha en halveringstid i jorden längre än 2 år, däribland PFAS-ämnena och dioxin med beräknade halveringstider i marken mellan 35 och 70 år. Ur figuren framgår vidare att

beakta en tidsperiod längre än 100 år har liten inverkan för ämnen som har en halveringstid kortare än ca 30 år. I WSP:s beräkningar tas även hänsyn till den atmosfäriska deposition som sker av ämnen på grund av allmänna utsläpp som sker i samhället. Detta har betydelse för lågrisknivån för vissa ämnen, exempelvis klorparaffiner C10-C13, PFOS och dioxiner.

3.4 Beräkning av lågrisknivåer (LRN)

Människor

Lågrisknivån för exponering av människor på grund utgår från att den slambehandlade åkermarken används för odling av rotfrukter eller spannmål. Den exponering som erhålls vid en konsumtion av rotfrukter och spannmål jämförs med det tolerabla dagliga intaget för ämnet (TDI-värdet). Halten av ämnena i den odlade grödan beräknas med växtupptagsfaktorer (BCF-värden) som relaterar halten i växten till halten i jorden.

Konsumtionen av rotfrukter och spannmål antas motsvara 95-percentil av medelkonsumtion i Sverige. Lågrisknivån beräknas som den halt i avloppsslammet som ger en halt i jorden (och därmed i grödorna) som vid den antagna konsumtionen ger en exponering motsvarande TDI.

TDI-värden har sammanställts från riskbedömningar utförda inom EU samt av olika internationella och nationella miljömyndigheter. För en diskussion om de valda värdena se avsnitt 4.2.

För många ämnen sker även exponering från andra källor såsom andra livsmedel, dricksvatten eller luft. Det är därför inte rimligt att acceptera en exponering från grödor som vuxit på slambehandlad jord som motsvarar hela det tolerabla dagliga intaget. Hänsyn till detta kan tas genom att ange att endast en andel av TDI-värdet kan tas i anspråk. Detta görs exempelvis vid riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket 2009). Eftersom ett stort antal ämnen förekommer i slam och data för bakgrunds-exponeringen för många av dessa ämnen saknas har WSP valt att diskutera en lämplig säkerhetsmarginal för de ämnen där halterna i slam ligger nära lågrisknivån. Deras slutsats är att marginalerna för samtliga studerade organiska föroreningar så stor att andra exponeringskällor inte behöver beaktas.

Marklevande organismer

För att bedöma risken för påverkan på marklevande organismer så jämförs den beräknade halten i jorden efter en slamgiva med haltkriterier för skydd av markmiljön. Dessa haltkriterier (PNEC – Probable No Effects Concentration) motsvarar den halt som bedöms skydda 95 procent av de arter som lever i jorden, vilket är den skyddsnivå som används i många sammanhang för att ange en obetydlig effekt på ekosystemet, exempelvis i Naturvårdsverkets värden för mindre än ringa risk (Naturvårdsverket 2010). PNEC-värden har hämtats från riskbedömningar framtagna av EU eller internationella och nationella miljömyndigheter samt vetenskaplig litteratur. Kvaliteten på underlaget och säkerheten i de valda värdena varierar kraftigt mellan olika ämnen, se diskussion i avsnitt 4.4.

De PNEC-värden som WSP använder tar enbart hänsyn till växter och djur som finns i marken och inte till sekundära effekter som kan uppstå när fåglar och däggdjur äter marklevande organismer och därmed får i sig miljögifter. I WSP (2013a) görs heller ingen beräkning av lågeffektnivåer för sekundära effekter. Detta motiveras med de beräkningar av risken för fåglar som äter mask som redovisas i Sternbeck et al. (2011)

för ftalater (DHP, DEHP), LAS, nonylfenol, naftalen och PCB. Beräkningarna visade att för dessa ämnen styrs inte lågrisknivåerna av skyddet för maskätande fåglar.

Vi vill här påpeka att en riskbedömning av sekundära effekter är svår att genomföra, dels beroende på olika ämnens förmåga att ackumuleras i näringskedjan samt beroende på osäkerheter både i data och metodik. Andra studier har visat att sekundära effekter kan vara betydelsefulla för ämnen med hög bioackumulation och att även andra organismer än maskätande fåglar kan vara känsliga, exempelvis PCB (RIVM 2014), pentaklorfenol (USEPA 2007a) och tyngre PAH-föreningar (USEPA 2007b). För många arter är också jordbruksmark viktiga habitat.

Ytvatten

Bedömningen av risker för negativa miljöeffekter i ytvatten görs genom att beräkna halten av miljögifter i det vatten som lakar ut från den slambehandlade jorden, uppskatta utspädningen när detta når ytvattnet och sedan jämföra halten där med kvalitetskriterier för ytvatten.

Halterna i det vatten som lakar ut från jorden antas vara i jämvikt med halten i jorden och beräknas med hjälp av ett så kallat Kd-värde. Val av parametervärden för Kd-värdet diskuteras i avsnitt 4.1.1. Utspädningen av lakvattnet till ytvattnet antas vara 1/10, vilket är en förhållandevis liten utspädning. I beaktande att åkermark ofta är väldränerad och att en stor andel av ett mindre vattendrags avrinningsområde kan utgöras av åkermark bedömer vi det valda värdet vara konservativt, men inte orimligt försiktigt.

Ytterligare ett försiktigt antagande i WSP riskbedömning är att ingen hänsyn tas till fördröjning eller nedbrytning av föroreningar innan de når ytvattnet. Det gäller speciellt eftersom utsläppet förefaller ha beräknats baserat på medelvärdet av halten i jorden under en period av 30 dagar efter slamgivan, se även avsnitt 3.2.

I beräkningarna tas ingen hänsyn till erosion av jordpartiklar till ytvatten, något som i vissa fall kan vara en betydelsefull transportprocess, inte minst för åkermark.

Elimineringsprocesser

I WSP:s riskbedömning tas hänsyn till att föroreningshalterna i åkermarken minskar på grund av nedbrytning, utlakning och skördeuttag. Minskningen antas vara haltberoende och beskrivs som en första ordningens reaktion där en andel av föroreningen försvinner per dag eller per år. Minskning kan också anges som en halveringstid i jorden. Detta är en förenklad modell för nedbrytning som inte tar hänsyn till att minskningen kan vara haltberoende. För många organiska föroreningar anges att nedbrytning sker i flera faser, med först en snabb nedbrytning av en del av ämnet som följs av en väsentligt långsammare nedbrytning av återstoden.

Nedbrytning modelleras med data från försök i jord om detta är tillgängligt, annars används modellberäkningar eller omräkning från nedbrytning i vattenfas. De parametervärden som valts diskuteras närmare i avsnitt 4.1.2.

Minskningen av halter på grund av utlakning beskrivs på samma sätt som vid beräkning av risker för ytvatten. Observera att för beräkning av eliminering genom utlakning ger höga Kd-värden en försiktig uppskattning av lågrisknivåerna, eftersom det innebär att halterna i jorden avtar långsammare. Motsatsen gäller för beräkning av risker för ytvatten, där låga Kd-värden ger högre utlakning och en större påverkan på ytvattnet. I WSP:s riskbedömning används samma Kd-värden i båda fallen. Valda parametervärden diskuteras närmare i avsnitt 4.1.1.

Eliminering genom skördeuttag beräknas endast genom upptag i spannmål eftersom det är den huvudsakliga användningen av åkermark i Sverige. Eftersom upptaget av organiska miljögifter i spannmål generellt har antagits vara lågt innebär detta en försiktig uppskattning av de förluster som sker genom skördeuttag.

WSP:s modell tar inte hänsyn till eliminering av föroreningar genom nedbrytning i grundvatten eller ytvatten, vilket kan vara en betydelsefull process för vissa föroreningar, exempelvis siloxaner.

Vilken av processerna som dominerar elimineringen från jorden varierar mellan olika ämnen. För flertalet av de organiska ämnen som studerats är nedbrytning den dominerande elimineringsprocessen. Endast för PFAS-ämnena (som inte antas brytas ned) dominerar utlakningen.

4 Genomgång av parametervärden

4.1 Fysikaliska/kemiska parametrar

4.1.1 Fastläggning av organiska ämnen i jorden

Rörligheten av föroreningar i marken uttrycks vanligen med fördelningskoefficienten K_d , som är kvoten mellan halten i fastfas och halten i porvatten (l/kg). Dessto höger K_d -värde ju mer immobil är föroreningen. För organiska ämnen uttrycks rörligheten med hjälp av K_{oc} -värdet; kvoten mellan halten sorberad till organisk kol och halten i porvatten. K_d -värdet beräknas sedan som produkten mellan K_{oc} -värdet och halten organiskt kol i marken och halten i porvatten. K_{oc} -värden kan mätas experimentellt eller beräknas från K_{ow} -värdet, som är fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten.

Fastläggning och rörlighet av ett ämne påverkar flera faktorer i riskbedömningen. K_d -värdet används för att beräkna takten som ett ämne försvinner på grund av utlakning, vilket påverkar alla skyddsobjekt. Det påverkar också de halter som kan uppkomma i ytvatten. I de fallen upptaget av en förorening i växter beräknas så ingår K_d -värdet för att beräkna halten i jordens porvatten. K_{oc} eller K_{ow} -värdet används även för att beräkna hur en förorening fördelar sig mellan olika delar av en växt.

K_d-värden

I WSP:s riskbedömning har K_d -värden för de organiska ämnena beräknats från K_{oc} -värdet och en antagen halt organiskt kol i mineraljorden i åkermarken på 2,6%. K_{oc} -värden har i de flesta fall utvärderats genom experiment, men i vissa fall beräknats från K_{oc} -värdet.

För organiska ämnen har K_{ow} -värden från (WSP 2013a) jämförts med värden som från databasen Episuite (USEPA 2012). Generellt är värdena som används i WSP (2013a) lägre än vad som beräknas i Episuite, eller experimentella värden som har sammanställts i Episuite. För vissa ämnesgrupper är dock WSP:s värden högre än värdena i Episuite, exempelvis syntetiska myskämnen, diklofenac och progesteron. En konsekvens av lägre K_{ow} -värdena i WSP-utredningen är att upptaget i växter inte underskattas. Däremot för ämnen med höga K_{oc} - och K_{ow} värden, kan upptag i växter underskattas. WSP:s högre K_d -värden är konservativa vad gäller halten av ämnen i jord eftersom sorption till fastfasen antas vara högre. De höga K_d -värdena kan dock underskatta transport till yt- och grundvatten.

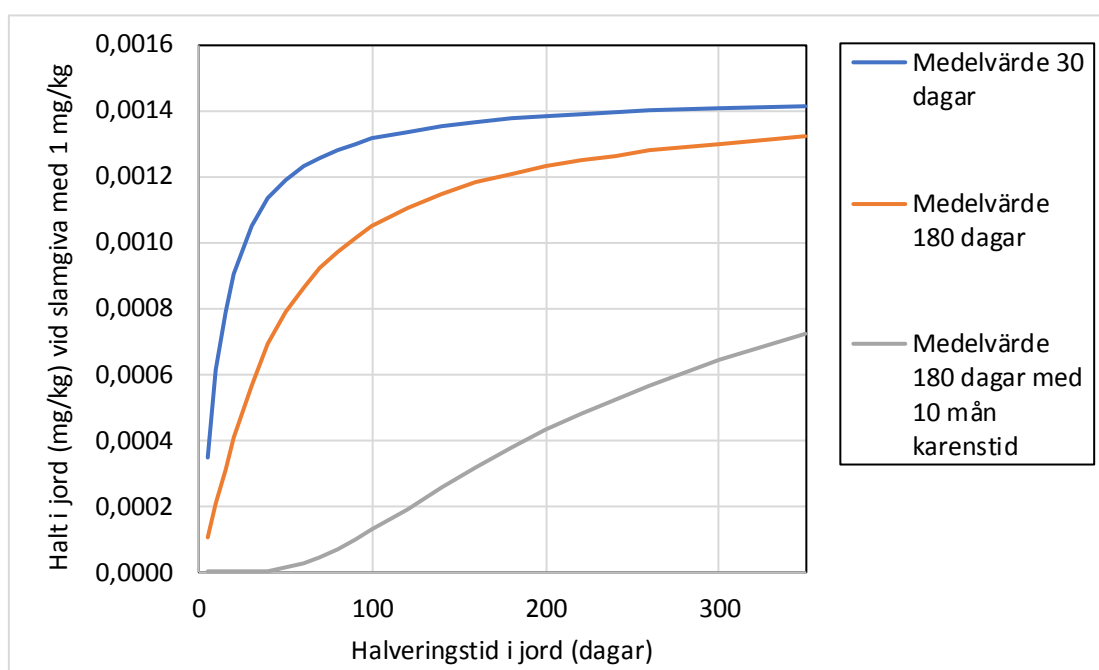
WSP:s riskbedömning tar inte heller hänsyn till att mobilt organiskt kol i porvatten och grundvatten kan påskynda transporten av ämnen med mycket höga K_d -värden. Beräkningar med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell indikerar att detta kan ha betydelse för ämnen med K_{oc} -värden större än 100 000 l/kg. För dioxin som har ett K_{oc} -värde kring 3 000 000 l/kg kan detta öka utlakningen med en faktor tio.

4.1.2 Nedbrytning i jord

De halveringstider som WSP använder för beräkning av nedbrytning av de organiska föroreningarna i jord varierar mellan 5 dygn för siloxaner till 68 år för dioxiner. För PFAS-ämnena antas att ingen nedbrytning sker. Dokumentationen av de valda värdena är relativt sparsam i WSP (2013a). För ett flertal ämnen (siloxaner, trikresylfosfat, bisfenol A, TBT och DBT) har relativt korta halveringstider använts (ca 10 – 100 dagar). I vissa fall bygger dessa på laboratorieexperiment vid högre temperaturer än vad

som normalt förekommer i svenska åkerjordar, vilket kan leda till en överskattning av nedbrytningen.

Beräkningarna enligt WSP:s modell visar att halten i jorden är relativt känslig för parametern halveringstid, speciellt om en mycket kort halveringstid antas. I figur 3-1 visas halten i jorden beräknat som medelvärde över 30 respektive 180 dagar vid en slamgiva innehållande 1 mg/kg av ett organiskt ämne med olika halveringstid i jorden. Figuren visar att för en medelhalt över 30 dagar (som används för beräkning av lågrisknivåer för markmiljön och ytvatten) har halveringstider kortare än ca 60 dagar stor inverkan på resultatet och för medelhalter över 180 dagar (som används för hälsoriskberäkningar) har halveringstider kortare än ca 200 dagar en stor inverkan. På grund av osäkerheten gällande den verkliga halveringstiden anser vi att tillförlitliga data krävs för att ansätta halveringstider i marken kortare än ett hundratal dagar. Med den karenstid på 10 månader som antagits i WSP:s beräkningar för humantoxikologiska effekter så påverkas ämnen med halveringstider kortare än ett par år kraftigt.



Figur 4-1 Medelvärde av halt i jorden över 30 respektive 50 dagar vid en slamgiva innehållande 1 mg/kg av en organisk förening med en halveringstid i jorden mellan 5 och 350 dagar.

4.2 Toxikologiska referensvärden

Toxikologiska referensvärden är utgångspunkten för bedömningar av hälsoriskerna från föroreningar i miljön och uttrycks vanligtvis som en tolerabel exponering i mg/kg kroppsvikt och dag. Toxikologiska referensvärden beräknas från dos-respons sambandet för en förorening och tar hänsyn till osäkerheterna som förekommer, exempelvis vid extrapolering av data från djurförsök till människor. Det vanligaste toxikologiska referensvärdet är det tolerabla dagligt intaget (TDI-värdet) för oralt intag. TDI-värdet motsvarar den exponering för föroreningar under vilken inga skadliga hälsoeffekter förväntas.

En genomgång av TDI-värdena som använts i WSP (2013a) har gjorts, för att kontrollera om nyare uppgifter har kommit fram vad gäller ämnens toxicitet, men även

för att göra en bedömning av de osäkerheterna som kan förekomma. En sammanfattning av denna genomgång görs för de olika ämnen/ämnesgrupper nedan.

PBDE

De använda TDI-värden i Sternbeck et al. (2011) togs från USEPA:s sammanställningar USEPA (2008a-c). EU:s livsmedelsmyndighet, EFSA, redovisar en genomgång av data för toxiciteten av PBDE i mat samt preliminära toxikologiska referensvärden EFSA (2011). Värdena är endast preliminära på grund av de stora osäkerheterna i dataunderlaget. EFSA:s toxikologiska referensvärden är något högre än de som används i WSP (2013a), vilket betyder att toxiciteten av dessa ämnen förmodligen inte har underskattats i WSP-rapporten. WSP:s värden på TDI för BDE-209 (0,001 mg/kg kroppsvikt och dag) är baserat på risken för cancer och en extra livstidsrisk för cancer av 1 på 1 miljon. I många andra riskbedömningar, exempelvis Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, är utgångspunkten en cancerrisk av 1 på 100 000, vilket i detta fall skulle ge cancerrisikvärdet 0,01 mg/kg kroppsvikt och dag. Dock skulle då värdet för icke-cancer effekter vara lägre (0,007 mg/kg kroppsvikt och dag) och därmed styrande.

Alkylfenoler och deras etoxilater

WSP har använt TDI-värden från EU underlagsdata till miljökvalitetsnormer EC (2005a och b). Där anges ett TDI på 0,15 mg/kg kroppsvikt och dag för både nonyl- och oktyl-fenol. En äldre europeisk riskbedömning (Risk Assessment Report) från EC (2002) anger ett TDI av 1,5 mg/kg och dag för nonylfenol. Andra studier använder lägre TDI-värden, exempelvis Jonsson (2006) använder 50 µg/kg och dag för nonylfenol och för oktylfenol 0,067 och 33,3 ng/kg och dag för män respektive kvinnor. Även en dansk studie (Miljöstyrelsen 2000) använder ett lägre TDI-värde för nonylfenol, 5 µg/kg och dag. Eftersom de använda TDI-värden varierar över flera tiopotenser, kan osäkerheterna kring TDI-värden för alkylfenoler konstateras vara mycket stora.

Dioxiner och PCB

WSP (2013a) använder TDI-värdet för dioxin från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell som baserar sig på en bedömning från EU:s vetenskapliga livsmedelskommitté (SCF 2001) och bygger på djurförsök. Nyligen har EFSA föreslagit ett nytt TDI för dioxiner som är en faktor 7 lägre än det som har tidigare använts (EFSA 2019a). Det nya värdet är satt för de mest känsliga effekter som observerats hos människor som försämrad spermie kvalitet, förskjuten könkvot, emaljskador på tänder samt förändringar i sköldkörteln. Inget beslut har ännu tagits hos Livsmedelsverket eller Naturvårdsverket om hur det nya TDI-värdet från EFSA skall tillämpas.

För PCB använder WSP TDI-värdet från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för PCB-7. Det finns osäkerheter gällande riskbedömningen av de olika PCB föreningarna. En speciell grupp är plana PCB som har en påverkar kroppen på ett liknande sätt som dioxiner. Plana PCBer kan utvärderas tillsammans med dioxiner.

Klorparaffiner (C10-C13, kortkedjiga)

TDI-värdet (0,5 mg/kg kroppsvikt och dag) som används i WSP (2013a) är från EU:s Risk Assessment Report (EC 2000a). Health Canada (1996) har föreslagit ett TDI på 0,01 mg/kg kroppsvikt och dag, men detta värde kan vara otillräckligt skyddande för spädbarn. Värdet tar inte heller hänsyn till de cancerogena egenskaperna hos denna ämnesgrupp. EFSA arbetar nu med ett uttalande om toxiciteten av denna grupp (EFSA 2019b). I utkastet ges ett BMDL10 på 2,3 mg/kg kroppsvikt och dag. Detta värde anger en dos som beräknas ge en 10 procents respons och tar inte hänsyn till några osäkerhets-

faktorer. EFSA använder ”margin of exposure”-metoden och bedömer att kända halter i livsmedel inte indikerar någon hälsorisk. Osäkerheterna är dock stora både vad gäller toxiciteten av enskilda föreningar och i vilka halter de förekommer.

Perfluorerade ämnen

WSP (2013a) har använt TDI-värden för PFOS och PFOA från EFSA (2008). Även SGI:s beräkning av riktvärden för PFOS i mark och grundvatten har utgått från EFSA:s TDI-värde från 2008. Dock har EFSA i en ny publikation (2018a) föreslagit en sänkning av TDI-värdena med ungefär två tiopotenser till 13 ng/kg kroppsvikt och dag för PFOS och 6 ng/kg kroppsvikt och dag för PFOA. Osäkerheten kring dessa referensvärdena är stora och det är oklart hur de föreslagna värdena kommer att tillämpas inom EU-länderna. För båda dessa ämnen är exponeringen för en stor andel av populationen över dessa referensvärdena.

Observera att TDI-värden endast finns för två ämnen i denna mycket stora ämnesgrupp. EFSA arbetar med förslag till referensvärdena för flera ämnen i ämnesgruppen, men än så länge finns inga värden tillgängliga.

Siloxaner

I WSP (2013a) har beräkningar gjorts för två siloxaner, D5 (Decametylcyclopentasiloxan) och D6 (Dodecametylcyclohexasiloxan). TDI-värdet för båda dessa ämnen togs från sammanställningar från Environment Agency UK, som baserades på TDI-värden från Environment Canada/Health Canada (2008) på 0,17 mg/kg kroppsvikt och dag för D5 och för D6. Dock utgår dessa TDI-värden huvudsakligen på data för exponering genom inandning och inte på data för oralt intag av siloxaner. Environment Canada/Health Canada anger att 100 mg/kg kroppsvikt och dag kan vara lämpligt för oral exponering. Detta indikerar att WSP:s beräkningar inte har underskattat toxiciteten av siloxaner. Eftersom referensvärden för denna ämnesgrupp endast finns från en organisation kan TDI-värdena ses som osäkra.

Cykliska myskämmen

TDI-värdena i WSP (2013a) togs från EU:s Risk Assessment Report (EC 2008). Värdet för galaxolid är 0,75 mg/kg och dag. Baserat på samma underlag har RIVM föreslagit 0,02 mg/kg/dag som en gräns för hälsoeffekter (RIVM 2012). Det finns få andra uppgifter om toxiciteten av dessa ämnen och därför kan osäkerheterna kring TDI-värdet konstateras vara stora.

Bisfenol A

Bisfenol A är ett hormonellt aktivt ämne med östrogena egenskaper. Djurförsök har visat efter exponering av foster kan orsaka störd utveckling av hjärnan, påverkan på beteende, immunsystem och reproduktionsorgan samt ökad risk för fetma och cancer. Påverkan på människor är dock mycket omdebatterad. Studier av samband mellan exponering för Bisfenol A och hälsoeffekter hos människor har rapporterat en ökad risk för en rad olika sjukdomar, till exempel hjärt- och kärlsjukdomar och diabetes, men resultaten har inte bedömts vara tillräckligt säkra för att fastställa en risknivå (IMM 2018).

WSP (2013a) använder ett TDI-värde på 0,05 mg/kg kroppsvikt och dag för Bisfenol A från en EFSA utvärdering från 2006. EFSA har senare gjort en omvärdering av detta värde och föreslagit ett temporärt värde på 0,004 mg/kg kroppsvikt och dag, vilket är en sänkning med mer än en faktor 10 (EFSA 2015). Det temporära värdet bedöms vara

osäkert och en ny utvärdering planeras när resultat från nya amerikanska studier finns tillgängligt (EFSA 2018b).

Tennorganiska ämnen

TDI-värdena i WSP (2013a) kommer från EFSA-utvärdering av data från 2004 och är samma värden som har använts i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Värdet är baserat på EFSA:s grupp-TDI för TBT, DBT, TPT, DOT (EFSA 2004). Dessa fyra tennföreningar räknas till de mest toxiska och anses även ha liknande toxisk effekt (immunotoxicitet).

I WSP:s riskbedömning ingår inte monobutyltenn (MBT). Mycket lite information finns för monobutyltenn. EU:s vetenskapliga kommitté för hälsa och miljö konstaterar att informationen om MBT är knapphändig, men att de data som finns indikerar låg toxicitet SCHER (2006).

Ftalater

För denna ämnesgrupp är TDI-värdena i WSP (2013a) baserade på EFSA utvärderingar (EFSA 2005a&b). Dessa utvärderingar har uppdaterats 2019, men de använda värden har inte ändrats. I EFSA (2019c) föreslås TDI för DEHP (0,05 mg/kg kroppsvikt och dag) gällande för hela gruppen ftalater, uttryckt som DEHP ekvivalenter. I nyare publikationer har förslag givits på lägre TDI-värden (Anadón et al. 2017).

Organofosfater

TDI-värdet från en europeisk Risk Assessment Report (ECHA 2009) användes för Tris(2-klorisopropyl)fosfat. För trikresylfosfat och 1-ethylhexyl difenylfosfat har TDI-värden från UK Environment Agency (2009a och b), använts. Dataunderlaget för framtagning av TDI-värden bedöms vara bristfälligt.

Läkemedel

I de källor som används för TDI-värden för miljögifter saknas ofta information om läkemedel. EU:s läkemedelsmyndighet (EMA) gör bedömningar av toxiciteten av läkemedel. För veterinärmediciner beräknas en maximal tillåten residualhalt i livsmedel baserat på ett acceptabelt dagligt intag (ADI) detta kan anges både för effekter på människor och för effekt på mikrober.

I en norsk undersökning (VKM, 2009), används ”Threshold of Toxicological Concern” (TTC) som indikation på toxiciteten av läkemedel. TTC är ett pragmatiskt verktyg för riskbedömning, som använder ämnens kemiska struktur och kunskap om deras cancerogenicitet/genotoxicitet för att gruppera läkemedel i olika toxicitetsklasser (I, II och III) för låg, medel och allvarlig toxicitet. För varje toxicitetsklass finns ett tröskelvärde för exponering i µg/kg kroppsvikt och dag (se nedan). I brist av annat data, kan denna klassning användas vid riskbedömning av läkemedel. VKM (2009) ange att klassning av 613 läkemedel hade genomförts år 2009.

Type of chemical	TTC (µg/kg body weight and day)
Genotoxic compounds	0,0025
Non-genotoxic carcinogenic compounds	0,025
Organophosphates	0,3
Cramer class III	1,5
Cramer class II	9
Cramer class I	30

Riskbedömningar av antibiotika fokuserar på risken för bakteriell resistens och åtgärder för att hindra dess uppkomst.

Övriga ämnen

WSP har inte genomfört beräkningar för hälsorisker för LAS C10-C14 eller för antibakteriella ämnen (exempelvis Triklisan). För LAS C10-C14 finns data i HERA (2013), där ett TDI-värde av 68 mg/kg och dag föreslås. För Triklisan fokuserar riskbedömningarna på åtgärder för att förhindra uppkomsten av bakteriell resistens på samma sätt som med antibiotika.

4.3 Växtupptagsfaktorer

I WSP:s utredningar (2013a och c) har upptag i växter för organiska ämnen tagits från empiriska observationer där det varit möjligt, men i de flesta fall har de beräknats med en modell, utgående från fördelningskoefficient mellan porvatten och organiskt kol (Koc), med hänsyn till kolhalten i mark. För åkermark har en representativ kolhalt antagits vara 2,6 %.

De beräknade växtupptagsfaktorer i WSP:s utredningar har jämförts med växtupptagsfaktorer som har beräknats med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell och Koc- och Kow värden från Episuite. För vissa ämnen är upptagsfaktorer jämförbara (exempelvis oktylfenol), men i många fall är upptagsfaktorn som beräknas av WSP lägre än faktorn som beräknas med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell, och därmed kan växtupptag ha underskattats i WSP:s utredningarna. I WSP:s utredning påpekades osäkerheter som förekommer i samband med modellering av upptagsfaktor utifrån Kow- och Koc-värdena.

WSP har även inkluderat upptag i spannmål i sin riskbedömning, men modellerna av växtupptag omfattar endast rotsaker och grönsaker och kan inte beräkna upptag i spannmål. Upptagsfaktorer för spannmål togs från litteraturen, men parametervärden anges endast för en andel av ämnena. En översiktlig kontroll av litteraturen visar att på senare år har mer information kommit fram om upptag av organiska ämnen i spannmål från slam. Halterna är ofta lägre i kärnor än i rötterna, men för flera organiska ämnen har detekterbara halter uppmätts i spannmål (Colon och Toor 2016). Dessa uppgifter kan med fördel sammanställas och användas i modellering av riskerna vid spridning av slam på åkermark.

På grund av osäkerheterna med modeller för upptag av föroreningar från mark i växter, är halterna av föroreningar i grödor ganska osäker, särskilt för organiska ämnen. Användning av Kow och Koc som utgångspunkten för beräkning av växtupptag kan irrelevant för vissa icke-neutrala, polära och vattenlösliga organiska ämnen, exempelvis vissa läkemedel (Colon och Toor 2016). Eftersom växtupptag är beroende av rådande markförhållanden samt andra faktorer såsom miljöfaktorer är det svårt att förutse vad de faktiska halterna i grödor kommer att vara. Observationer har visat att halterna i spannmål av organiska ämnen ofta är låga, se exempelvis WSP (2015), men vissa ämnen såsom läkemedel, har påvisats kunna transporteras till sädeskorn.

4.4 PNEC för marklevande organismer

En viktig aspekt i riskbedömning är skydd av markmiljön mot toxiska effekter av föroreningar. En fungerande markmiljö är mycket viktig för den fortsatta bördigheten i en åkermark. Påverkan på markmiljön bedöms genom att jämföra med ett haltkriterium, PNEC-värde (Probable No Effects Concentration). Det har inte varit möjligt att granska

underlaget för alla PNEC-värdena som användes i WSP (2013a), men en översiktlig genomgång har gjorts.

För vissa organiska ämnen har PNEC för jord beräknats från PNEC-värdena för sötvatten, med jämviktsfördelningskoefficienter. Detta gäller siloxaner, organofosfater, läkemedel, klorparaffiner, dibutyltenn, oktylfenol. För dessa ämnen kan PNEC-värden för marklevande organismer betraktas som mycket osäkra.

För perfluorerade ämnen finns mycket lite data; för PFOS finns värden för endast två grupper jordlevande organismer och för övriga perfluorerade ämnen har PNEC-värdena beräknats från effekter i fisk. För syntetiska myskämen finns endast två studier från jordlevande organismer, därför kan PNEC-värdena betraktas som endast indikativa.

För flera ämnen (ftalater, nonylfenol, LAS, PAH) använde WSP PNEC-värden från en norsk studie (VKM 2009), som är baserad huvudsakligen på EU:s Risk Assessment Reports. Även för dessa ämnen kompenseras bristfälligt underlag med användning av säkerhetsfaktorer och för flera ämnen påpekades behovet av mer information.

Dataunderlaget kan betraktas som tillräckligt för framtagning av PNEC-värden för marklevande organismer för endast ett fåtal ämnen. För de flesta ämnen finns mycket lite kunskap om den kritiska nivån för markmiljöns funktioner. Även andra studier (exempelvis Thomaidi et al. 2016) konstaterar bristen på data för toxiciteten av organiska ämnen i slam för markorganismer. I vissa fall har PNEC-värden beräknats med modeller utifrån ämnens kemiska struktur.

4.5 PNEC för ytvatten

För vissa organiska ämnen finns miljö kvalitetsnormer (MKN) såsom oktylfenoler, TBT, DEHP och vissa PAH-föreningar. För PFOS använde WSP ett PNEC-värde från RIVM (2011), men det finns nu ett MKN-värde som är mycket lägre eftersom det även tar hänsyn till bioackumulering i näringskedjan och toxiska effekter på konsumentdjur. Det nya MKN-värdet för PFOS innebär att skydd av ytvatten skulle vara styrande för begränsningsvärdet. Inga PNEC-värden finns för övriga perfluorerade ämnen.

Europeiska riskbedömningsrapporter eller motsvarande rapporter från Environment Agency i UK innehåller PNEC-värdena för ytvatten för andra ämnen (klorparaffiner, cykliska myskämen, bisfenol A, organofosfater). För övriga ämnen är dataunderlaget bristfälligt.

För flera organiska ämnen finns inga MKN för vatten, exempelvis de hydrofoba ämnesgrupperna PBDE, dioxiner, PCB. Dessa ämnen förekommer främst fastlagda i en fast fas och inte i vatten, och därför används miljö kvalitetsnormer för biota och sediment för att bedöma riskerna från dessa ämnen.

För vissa ämnesgrupper har inga ekotoxiskt baserade PNEC-värden tagits fram. PNEC-värden för dioxiner och PCB har tagits från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell som utgår från vanligt förekommande halter av dioxiner och PCB i opåverkade vattendrag och sjöar. För dioxiner är skydd av ytvatten styrande för begränsningsvärdet i slam.

Ett annat exempel är siloxaner, där värdet som använts i WSP:s utredningar motsvarar 10% av ämnens vattenlöslighet baserat på ett förslag från UK Environment Agency (2009c&d). För D5 har ACES tagit fram förslag på bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen (SFÄ-värden) för biota och sediment, men inte för vatten (ACES 2018a).

För läkemedel och antibakteriella ämnen finns en del data i litteraturen om deras ekotoxikologiska effekter, men få datasammanställningar har gjorts. För Ciproflaxin finns ett förslag till SFÄ-värde (ACES 2018b). WSP använde i sin riskbedömning värden för läkemedel från norska bedömningar (VKM, 2009 och KLIF 2006).

Skydd av ytvatten är den styrande faktorn för begränsningsvärdet för ett antal ämnen enligt WSP:s utredning, exempelvis Bisfenol A, tributyltenn, dioxiner samt ett antal ämnen där inget begränsningsvärde för skydd av hälsa eller markmiljö framräknades, DEHP, alkylfenoler, LAS, PAH och PBDE. Dock förefaller det som om det PNEC-värde för ytvatten som används för LAS (0,27 µg/l) är felaktigt, i originalreferensen HERA (2007) anges ett värde på 0,27 mg/l. Detta påverkar lågrisknivån för LAS och riskkvoten skulle därmed minska med en faktor 1000.

5 Diskussion och slutsatser

5.1 Trender för ämnen

De analyser som gjorts av slam visar att organiska miljögifter kan förekomma i halter upp till nivåer motsvarande tiotals mg/kg. Många av de ”klassiska” organiska miljögifterna såsom PCB, tributyltenn, har förbjudits och uppvisar sedan en tid tillbaka en trend med minskande halter. Halterna som uppmätts i screeningundersökningen ligger på senare år också under de gränsvärden som Naturvårdsverket föreslagit. Andra organiska ämnen såsom bromerade bifenylytrar och även oavsiktligt bildade ämnen såsom dioxin visar på sakta minskande halter och inte förväntas förekomma i halter som överstiger normala bakgrundshalter i den slambehandlade jorden. Ämnen som inte visar på någon tydlig minskande trend och i vissa fall även en viss ökning är PPDE-209, PFOS, läkemedel (Ciprofloxacin), dibutyltenn och monobutyltenn, organiska fosfater och ftalater. För många ämnen varierar halterna kraftigt mellan olika år och det är svårt att avgöra någon tydlig trend.

Slutsatsen är att arbetet med reglering av farliga kemikalier har en effekt också på halterna i slam, men att det finns en avsevärd fördröjning för många ämnen. Dock motsvaras haltnedgången av reglerade ämnen i många fall av en uppgång av andra ämnen som inte är reglerade.

5.2 Urval av ämnen för screening

Även om en stor mängd ämnen har följts upp i det nationella screeningarbetet så omfattar det endast en bråkdel av de kemiska ämnen som förekommer i samhället. Nya kemikalier kommer också ständigt i användning. Någon form av urvalsprocess måste därför användas både för en screening och en eventuell reglering.

En metod är att identifiera indikatorsubstanser som ska ge en bild av halterna inom en viss grupp av ämnen. Detta kan vara en användbar metod för vissa ämnesgrupper som uppkommer oönskat, t.ex. dioxiner, eller som förekommer i en relativt konstant känd sammansättning, exempelvis PAH eller PCB. Däremot så kan det vara mindre lämpligt när stora förändringar sker av de ämnen som används i produkter och varor, exempelvis mjukgörare, flamskyddsmedel och perfluorerade ämnen, där ett ämne som används som en indikator regleras och ersätts av andra ämnen inom samma grupp. Då kan halterna av indikatorämnet visa en nedåtgående trend i slam medan halterna av ersättningsämnen ökar.

Det finns därför en stor risk att riskbedömningen av organiska ämnen drabbas av den så kallade Matthew-effekten (Daughton 2014). Den innebär att fokus läggs på risker med kemikalier som har varit föremål för tidigare undersökningar. En konsekvens är en bias mot tillgänglig information med en överskattning av risker för kända ämnen, men en underskattning av riskerna med det som är okänt. En frånvaro av data tolkas som en frånvaro av risker. Daughton (2014) studerade denna effekt vid riskbedömning av läkemedel och fann att av 106 aktiva farmaceutiska substanser med potential att vara miljöstörande saknades information om förekomst för en dryg tredjedel och att informationen var mycket begränsad för ytterligare en sjättedel. Slutsatsen är att det krävs andra sätt att identifiera potentiella miljöstörande läkemedel än tidigare framtagna listor.

Ett alternativ är att göra en teoretisk screening av ämnen baserat på deras egenskaper. I en studie för Svenskt Vatten (SVU 2016) har en genomgång gjorts av ämnen på olika

prioriteringslistor för att identifiera vilka ämnen som bör ingå i ett screeningprogram för slam. Listorna med ämnen inkluderade kandidatlistan till EU Ramdirektivet för vatten, utfasningsämnen i Kemikalieinspektionens PRIO lista samt SIN-listan. Kriterier som användes för urval av ämnen var ämnens flyktighet och affinitet till lösta partiklar, fastläggning till organiska kol i marken, pH-beroende (vad gäller ämnens rörlighet) och upptag i grödor. Ingen hänsyn togs till nedbrytning eftersom ämnena på de ingående listor redan klassats som persistenta. Den slutliga listan för screening i avloppsslam innehöll många ämnen som inte förekommer på Naturvårdsverkets begränsningslista. Förekomsten av alla dessa ämnen i slam har dock inte bekräftats. En svårighet med denna typ av screening är att de listor som finns för utfasning och begränsning av ämnen inte alltid är helt uppdaterade med kemikalier som används i samhället idag. Även om ett kontinuerligt arbete pågår både inom Sverige och EU med övervakning av kemikalier så tar det en viss tid innan nya ämnen kommer upp på dessa listor.

En slutsats av detta är att urvalet av ämnen för screening och eventuell reglering bör göras i ett brett perspektiv och då även ta hänsyn till erfarenheter gällande avloppsslam i andra länder och även det arbete som sker nationellt och internationellt när det gäller screening av farliga ämnen i samhället, till exempel inom Kemikalieinspektionens regeringsuppdrag.

5.3 Riskbedömning av farliga ämnen i slam

Den riskbedömning som gjorts för organiska ämnen i slam bygger på att ett antal skyddsobjekt identifieras och sedan beräknas riskerna för dessa skyddsobjekt med relativt enkla matematiska samband. Metodiken bygger på vedertagna metoder för beräkning av risker från kemikalier i miljön såsom förorenad mark, men innebär trots det stora osäkerheter både när det gäller modellantaganden och data.

Exponeringsvägar och scenarier

En typ av osäkerheter är av konceptuell natur och är av typen; har alla relevanta skyddsobjekt täckts in? Ingår de relevanta exponeringsvägarna? Kan exponering av människor eller miljö ske på andra sätt än de som behandlas i modellen? Beskrivs de processer som kan ge upp till en ackumulation av föroreningar i jorden eller i andra delar av miljön på ett tillfredställande sätt?

I den riskbedömning som redovisas i WSP (2013a) ingår ett begränsat antal skyddsobjekt och exponeringsvägar. Människor antas huvudsakligen exponeras via odlad gröda, medan exponering via djurprodukter inte tas med, exempelvis användning av slam på mark som ska betas eller används för odling av vall eller foder.

Vidare ingår inte skydd av djur som lever vid den slambehandlade åkermarken. Att skydd av djur inte tas med motiveras med att det i tidigare analyser inte befunnits vara styrande. Dessa analyser gäller dock enbart för vissa ämnen och vi menar att det inte går att dra generella slutsatser utifrån dessa. Med nuvarande kunskapsläge när det gäller modeller och data bedömer vi dock att en riskbedömning gällande skydd av djur skulle bli mycket osäker.

Andra studier inkluderar även en del andra scenarier för exponering av människor. I den finska studien (LUKE 2018) beaktas även förorening av grundvatten som används för dricksvatten och barns intag av slam (direkt oralt intag av jord). Inga av dessa exponeringsvägar påverkar dock den slutliga bedömningen.

Ett sätt att minska osäkerheterna i den konceptuella modellen är att inkludera en bredare uppsättning skyddsobjekt och exponeringsvägar och sedan med beräkningarna avgöra vilka som är relevanta.

Osäkerheter i parametrar

En annan typ av osäkerheter uppkommer på grund av bristande kunskap om de data som används för parametrarna i riskbedömningen. En stor mängd data gällande de olika ämnernas toxiska, ekotoxiska och kemiska egenskaper används i riskbedömningen.

Vad gäller humantoxiciteten (TDI-värdena) finns för ganska många ämnen inga allmänt accepterade värden och det pågår arbete med att se över toxiciteten för flera, exempelvis Bisfenol A och klorparaffiner. För skydd av markmiljö finns inga heltäckande datasammanställningar och i stort sett väldigt lite dataunderlag för över hälften av de ämnen som har studerats i denna rapport samt ett bristfälligt underlag för flertalet övriga. Vad gäller skydd av ytvatten finns miljökvalitetsnormer eller nationella värden för särskilda förorenande ämnen för några ämnen (7 st), men för hydrofoba ämnen är inte miljökvalitetsnormer för ytvatten ett bra sätt att bedöma riskerna eftersom de anrikas i näringskedjorna. För dessa ämnen anges istället miljökvalitetsnormer för sediment eller biota. För de övriga ämnena har kvalitetskriterier för ytvatten tagits från ett antal olika källor inom EU med varierande kvalitet och aktualitet.

Exponering via grödor

Den humantoxiska riskbedömningen av grödor som odlas på slambehandlad mark omfattar flera olika faktorer som påverkar resultatet, såsom persistens i jorden, ackumulering i olika växtdelar samt även ämnets toxiska egenskaper. Hur dessa faktorer påverkar den beräknade lågrisknivån varierar mellan olika ämnen.

För att bedöma risken för människor via upptag i mat krävs också en uppskattning av upptaget i växter. Detta är för många ämnen beräknat från Koc och Kow-värdena med modeller speciellt framtagna för bedömning av risker med organiska ämnen (ECHA 2016). Det råder även osäkerhet vad gäller parametrar för att beskriva rörlighet av ämnena, Kow och Koc-värdena för organiska ämnen. Den modell som används fungerar också sämre för vissa ämnesgrupper (polära ämnen) och är inte heller inte anpassad för sädeslag. Detta medför stor osäkerhet i beräkningarna av växtupptaget och eftersom upptaget i spannmål i WSP:s studie ofta antagits vara noll finns också en risk för en underskattning av riskerna.

En jämförelse mellan olika riskbedömningar visar att olika parameterintervall kan leda till drastiska skillnader i resultatet. Ett exempel är DEHP där det enligt den nordiska riskbedömningen (Sternbeck 2011) inte finns någon begränsning på halten i slam när det gäller risker med upptag i grödor. I den finska studien (LUKE 2018) anges däremot DEHP som ett ämne där halterna i slam ligger relativt nära de nivåer där risker skulle kunna uppkomma. Sannolikt beror det på olika bedömningar av växtupptaget. Liknande skillnader finns även för nonylfenol och PFOS. Däremot för andra ämnen såsom benso(a)pyrén bedöms riskerna vara större i den nordiska studien än i den finska.

Skydd av marklevande organismer

Osäkerheterna vad gäller toxiciteten av organiska ämnen för marklevande organismer leder till variation i slutsatser mellan olika studier, exempelvis i den finska studien (LUKE 2018) anges att halter av flera läkemedel i slam (diklofenac, karbamazepin, ofloxacin) är så hög att det kan medföra risker för marklevande organismer. För diklofenac beror skillnaden i bedömning på ett mycket lägre värde för PNEC i jord än i

den nordiska studien (Sternbeck 2011), ca 1/100 000. Även för de övriga kritiska läkemedlen använder LUKE mycket låga PNEC-värden i jord, ofta beräknade från PNEC-värden i vatten.

Thomaidi et al. (2016) drar slutsatsen att risker kan förekomma från nonylfenol, siloxaner och antibiotika/triklosan i slam vid spridning på åkermark, dock togs ingen hänsyn till nedbrytning av ämnena i jorden.

Generella svårigheter vid riskbedömning av organiska ämnen i slam

I stor utsträckning används data som tagits fram i andra sammanhang och delvis för andra syften, exempelvis livsmedelsskydd, ytvattenskydd, mm, och i många fall baserar sig dessa på undersökningar som görs i laboratoriemiljö. För att ta hänsyn till osäkerheterna i parametervärdena är det vanligt att använda säkerhetsfaktorer och göra försiktiga bedömningar för att ta höjd för de kunskapsbrister som finns. Om detta görs i flera led så kan det ge upphov till en överförsiktig bedömning när dessa säkerhetsfaktorer multipliceras. Vad gäller återvinning av slam kan därför detta tillvägagångssätt vara mindre lämplig och leda till att graden av försiktighet blir onödigt stor, vilket kan begränsa möjligheterna till användning av slam.

Å andra sidan finns en rad exempel på att betydande omvärderingar av ämnens toxicitet förekommer, något som illustreras av de nya bedömningarna som kommit för perfluorerade ämnen och dioxinliknande ämnen. Även för endokrinstörande ämnen är kunskapen om deras toxiska och ekotoxiska egenskaper begränsade och ny information kan förväntas komma fram.

Vår genomgång av WSP:s riskbedömning visar att det på många områden kommit fram nya data som i viss mån skulle modifiera de parametrar som använts i riskmodellen. I de flesta fall skulle det inte medföra några avgörande skillnader i bedömningen, med undantag för PFAS-ämnena och de dioxinliknande ämnena. För dessa skulle de nya toxicitetsdata innebära en drastisk sänkning av lågrisknivåerna för innehållet i slam om dessa beräknades med hittills använd metodik. Den nya toxikologiska bedömningen innebär också att bakgrundsexponeringen i många fall överskrider de föreslagna tolerabla nivåerna och skulle innebära stora konsekvenser även för andra riskbaserade bedömningsgrunder, såsom riktvärdena för förorenad mark och riktvärden för livsmedel. Det är därför möjligt att andra metoder för bedömning och hantering av riskerna med dessa ämnen kommer att krävas.

Ett generellt problem med beräkning av risker med enskilda ämnen är att de enbart beaktar risker med ett ämne i taget. Många av de föroreningar som förekommer i slam tillhör distinkta ämnesgrupper med inbördes liknande toxiska effekter, exempelvis PFAS, PPDE, alkylfenoler, dioxiner, mfl. Även om toxiciteten kan variera mellan de olika ämnena i gruppen så är den samlade effekten viktig. Detta tas i WSP:s riskbedömning hänsyn till endast i begränsad omfattning (dioxiner och PAH), dock ingår i förslaget till Naturvårdsverkets föreskrifter inte den samlade risken även med de dioxinliknande PCB-föreningarna. En ytterligare dimension är de samverkans effekter som kan ske mellan olika ämnen och ämnesgrupper ett område där det finns stort behov av mer kunskap, inte minst när det gäller läkemedel.

I riskbedömningen diskuteras också bildningen av metaboliter till föroreningar i begränsad omfattning. Nedbrytning av organiska miljögifter kan leda till att nya föroreningar bildas som även de har toxiska och ekotoxiska egenskaper. Det är inte säkert att dessa metaboliter detekteras i de analyser som görs, vilket skulle leda till en underskattning av riskerna.

5.4 Bedömning av riskerna vid en långsiktig användning

För att kunna göra en riskbedömning av organiska ämnen i slam som sprids på åkermark görs en beräkning av hur halterna i jorden förändras med tiden på grund av utlakning och nedbrytning. Generellt så är de ämnen som förekommer i högre halter i avloppsslam sådana som binds kraftigt till organiskt material och som därigenom är svårnedbrytbara. Utlakning och nedbrytning är beroende på av lokala förhållanden och en beräkning av framtida haltförändringar är därför förknippade med osäkerheter, speciellt när det gäller hur en regelbunden tillförsel under mycket lång tid kommer att påverka halterna i jorden.

I de beräkningar som WSP redovisar har nedbrytningen en stor effekt, den ger en minskad medelhalt under de tidsperioder som bedöms vara relevanta för en medelvärdesbildning och den medför att många ämnen effektivt skulle elimineras om en karenstid tillämpades innan odling. Vidare som bidrar nedbrytningen till att ackumulering vid återkommande slambehandling endast är av betydelse för de mest svårnedbrytbara föroreningarna. De data som används för nedbrytning kommer dock till största delen från standardiserade laborieförsök. Nedbrytning i en fältsituation kan vara mycket långsammare beroende på lägre temperaturer och vattenhalt samt hårt bundna föroreningar. Metoden att se nedbrytningen som en första ordningens nedbrytningsprocess är en förenkling, om delar av föroreningen bryts ned långsammare, vilket är fallet för många ämnen, kan kvarvarande halter i jorden vara högre och även ackumulering vid återkommande slambehandling vara mer betydande.

Som nämnts ovan används ofta försiktigt valda parametrar i riskbedömningen, dock har en del parametrar dubbel inverkan på resultatet, exempelvis så inverkar Kd-värdet som bestämmer fastläggningen av ämnet i jorden både graden av uppbyggnad av halten i jorden och utlakningen till grundvatten. Ett högt valt Kd-värde ger en försiktig uppskattning av haltuppbyggnaden i jorden, men har motsatt effekt när det gäller påverkan på grundvatten och ytvatten. Vår bedömning är att de Kd-värden som WSE använt tenderar att vara relativt höga och därmed ge en försiktig uppskattning av haltuppbyggnaden i jorden, men kan underskatta utlakningen. Det senare kompenseras i viss mån av att det inte tas hänsyn till någon fastläggning eller nedbrytning av ämnen som lakat ut, men betydelsen av detta har inte kvantifierats.

5.5 Validering mot fältmätningar

I de studier som påträffats visar uppmätta halter i jord och i grödor i många fall på en överensstämmelse med resultatet från de modeller som används för riskbedömning av organiska miljögifter, dock återstår många kunskapsluckor vad gäller ackumulering i jord och upptag i växter. Det är därför inte möjligt att hävda att modellerna är validerade på ett mer generellt sätt.

I ett försök med sockerbetor som odlats 3 år efter slamspridning (SVU 2014) observerades en ökning av halten av oktyl- och nonylfenol. Ingen ökning av PCB, PAH, bisfenol-A, triklosan, PFOS och PFOA observerades. PAH som observerades i sockerbetsblasten förklarades med atmosfärisk deposition.

I en liknande studie med höstgrödor (oklart vilka), var det endast vissa PCB-föreningar som påträffades i grödor (Naturvårdsverket 1997). Denna studie genomfördes dock 1991-1996, och innehållet av föroreningar i slam har ändrats något sedan dess.

Ett försök med vårveete, höstveete och höstraps som odlades 1 och 4 år efter slamspridning, påvisade ingen ökning i halterna av BTEX, dioxiner eller PCB. BTEX

och dioxiner påvisades i grödor, men halterna av PCB var under rapporteringsgränsen (sammanfattning i SVU 2018)

En studie av upptaget av antiinflammatoriska läkemedel (naproxen, ketoprofen, diklofenak och ibuprofen) i vete och sojaböner från slambehandlad jord (Cortés m. fl. 2013) visade inte på några detekterbara halter av dessa ämnen i grödor, även när halterna i jord var ganska höga (22 µg/kg för diklofenak och 217 µg/kg för ibuprofen).

En validering av riskbedömningsmodellen har delvis gjorts (WSP 2015). Vissa ämnen ackumulerar i jord; PFOS, PBDE, cykliska myskämnerna och DEHP. Ackumuleringen av PFOS och PBDE-209 stämmer bra med modellberäkningar. I slambehandlad jord kunde inte alkyfenoler, DBP och LAS detekteras, vilket också stämmer med modellberäkningarna. Beräkningarna visar att DIDP, nonylfenol och TCPP kan öka i slambehandlad jord, men detta bedömdes vara osäkert med hänsyn till observerade halter i jord. Inga organiska ämnen påvisades i kärnor av vete. Uptag av PFOS och PBDE (47, 99 och 100) i dagmaskar stämmer relativt väl med det beräknade upptaget.

Pulkrabova et al. (2019) har utvärderat fältförsök utförda sedan 1996 på fyra platser i Tjeckien. De drar slutsatsen att halterna av organiska föroreningar i slam inte innebär några risker för miljön, även om halterna av PFAS, PBDE och cykliska myskämnerna ökar i slambehandlad jord.

5.6 Slutsatser

Möjligheter till utveckling av metodik för riskbedömning

Riskbedömningar av organiska ämnen i slam som används på åkermark är behäftade med en rad osäkerheter. Olika riskbedömningar som genomförts har kommit fram till delvis olika slutsatser om vilka ämnen som är kritiska och även gällande vilka säkerhetsmarginaler som finns. Orsaken till detta är delvis olika grundantaganden i modellerna, men främsta orsaken är olika parameterintervall. De största osäkerheterna bedömer vi finnas när det gäller effekter på markekosystemet och när det gäller nedbrytningen. För att komma runt detta skulle en mer genomgripande datagenomgång behöva göras, i kombination med en bedömning av osäkerheter i enskilda datavärden. Detta kan sedan ligga till grund till en känslighetsanalys för riskerna.

Riskbedömningen bör även utökas med fler ämnen, framförallt sådana som kan tänkas komma att få ökande halter i avloppsslam på grund av en ökande användning. Det urval som gjorts är huvudsakligen styrt mot kända ämnen som visat sig ha en potential att skapa negativa effekter i miljön, medan nya ämnen inte har tagits med, motiverat både med brist på kunskap om ämnernas egenskaper och rörande deras förekomst i slam. Ämnen som i olika riskbedömningarna generellt bedöms vara kritiska är perfluorerade ämnen, PCB och dioxiner, dock är halterna i slambehandlad jord låga jämfört med normala bakgrundshalter. Även alkyfenoler, ftlater, organiska tennföreningar och organofosfater kan innebära risker. Inom dessa ämnesgrupper pågår ett aktivt substitutionsarbete, vilket innebär att kända farliga ämnen byts ut mot nya, ofta med mer okända egenskaper.

En annan kritisk grupp är läkemedel, där en stor mängd biologiskt aktiva ämnen kan förekomma i slam, men kunskapen om både förekomst och egenskaper är otillräcklig. För att kunna hantera denna situation med många okända nya ämnen måste nya metoder utvecklas för att uppskatta fysikalisk-kemiska egenskaper och ekotoxikologiska-toxiska egenskaper hos ämnen och blandningar av ämnen. Olika sådana metoder finns och är

under utveckling inom det generella kemikaliearbetet. Användning av sådana metoder innebär dock osäkerheter och resultatet kan för många ämnen bli mer indikativa.

Eftersom riskbedömningen omfattar ett brett spektrum av ämnen med stor variation i egenskaper är det svårt att à priori bestämma vilka skyddsobjekt och exponeringsvägar som är de kritiska för ett givet ämne. Vår rekommendation är därför att en riskbedömning täcker in ett flertal olika skyddsobjekt och exponeringsvägar. På detta sätt erhålls en större tillförsikt i att riskbedömning har täckt in alla tänkbara risker.

Ett alternativt sätt att bedöma riskerna för hälsa och miljön från slamspridning är att använda toxicitetstester (biotester) på slam, som ger ett mått av den kombinerad toxicitet av alla närvarande föroreningar (Kapanen et al. 2013). Ett testbatteri skall innehålla tester av flera olika viktiga verkningsmekanismer. Kapanen et al. tog hänsyn till akuttoxicitet, genotoxicitet, hormonell verkan och dioxinliknande aktivitet. Helst skall ett testbatteri även innehåller tester av kronisk toxicitet på marklevande organismer. För närvarande pågår också en intressant utveckling av nya metoder för att bedöma miljörisker på olika nivåer i ekologiska system baserat på olika DNA-tekniker (Ankley och Edwards 2018, Zhang et al. 2018). Metoden har använts för att bedöma effekten av tungmetaller i avloppsslam (Jasulak et al. 2019).

Riskvärdering av användning av avloppsslam på åkermark

Ett beslut om framtida användning av slam på åkermark kan inte endast baseras på en riskbedömning av föroreningar. Riskerna med en slam användning måste även sättas i relation till risker med andra gödselmedel. Även dessa kan innehålla farliga organiska ämnen. I de studier som gjorts i Tjeckien (Pulkrabova et al. 2019) så fann man att vissa organiska föroreningar (såsom PAH, bekämpningsmedel och i vissa fall även PCB) förekom i likartade halter även i jordar behandlade med stallgödsel. Även veterinärmediciner kan förekomma i höga halter i stallgödsel.

En riskvärdering bör även omfatta den alternativa användning som slammet kan få om ett förbud mot spridning på åkermark införs. En möjlig utveckling är att en större andel av slammet används för anläggningsjordar eller för täckning av deponier. Den styrande faktorn för flera av de organiska ämnena som kan förekomma i slam är spridning till ytvatten och denna spridning skulle också uppkomma från avloppsslam som används för andra ändamål. Därför skulle ett förbud i detta avseende inte innebära någon förbättring för miljön.

Förbud mot slam användning kontra en reglering av ämnen

Trots att det finns osäkerheter gällande riskerna med slam användning på åkermark bedömer vi att marginalerna är så stora att riskbedömningen inte motiverar ett förbud mot denna användning. En bidragande orsak till att de beräknade riskerna är små är att mängden slam som tillsätts vid en giva är liten, ca 0,15 % av den totala mängden jord i rotzonen och att halterna i den slambehandlade jorden inte avviker från normala bakgrundshalter. Ett förbud kan leda till att drivkraften minskar för att reducera mängden farliga ämnen som hamnar i avloppsslammet. Avloppsslammet blir ett avfall och andra användningsområden kan komma att bli aktuella så länge det saknas alternativa metoder för fosforutvinning. Om dessa innefattar användning i anläggningsjordar eller i deponitäckningar innebär de att risken med spridning till ytvatten kvarstår på ett liknande sätt som vid användning på åkermark.

Om ett förbud inte införs så bör en reglering av vissa ämnen införas. Svårigheten att identifiera de "kritiska" ämnena medför också att det finns problem med att ta fram en

ändamålsenlig reglering av organiska miljögifter. Vi bedömer det inte som meningsfullt att reglera de ”klassiska” miljögifterna såsom PCB och dioxiner, eftersom dessa numera är förbjudna eller har kraftiga restriktioner i användningen och också uppvisar en avtagande trend i halter i avloppsslam. En fortsatt screening av dessa ämnen är dock fortfarande meningsfull.

En viktig aspekt med reglering av halter av vissa ämnen är att den kan användas som ett styrmedel mot BAT och även motivera ett aktivt uppströmsarbete vid reningsverken. För vissa ämnen skulle därför en reglering i form av gränsvärden eller bedömningsgrunder kunna vara meningsfull. En haltreglering bör därför inriktas mot ämne som både kan utgöra en potentiell risk samt för vilka det även finns förutsättningar för ett aktivt arbete att minska källorna eller förbättra reningseffekten. Detta gäller exempelvis PFOS och andra perfluorerade ämnen, klorparaffiner, alkylfenoler, vissa tennorganiska föreningar och läkemedel. Eftersom nya ämnen kommer in som ersättningsämnen kan en reglering av ämnesgrupper vara aktuell. En sådan reglering kommer att behöva ses över regelbundet. Ett särskilt problem är läkemedel där en reglering av källorna är svår att genomföra. Om en reglering införs för läkemedel bör därför den inriktas på sådana ämnen som påvisar en signifikant risk.

6 Referenser

ACES 2018a. Decamethylcyclopentasiloxane (D5). EQS data overview. ACES report number 23. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University.

ACES 2018b. Ciprofloxacin. EQS data overview. Sahlin, S, Joakim Larsson DG, Ågerstrand M. ACES report number 15. Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University.

Anadón A, Martínez-Larañaga M R, Ares I, Castellano V och Martínez M A, 2017. Drugs and Chemical Contaminants in Human Breast Milk. *Reproductive and Developmental Toxicology*, 67–98.

Ankley G T, Edwards S W, 2018. The adverse outcome pathway: A multifaceted framework supporting 21st century toxicology. *Current Opinion in Toxicology* 2018, 8, 1-7.

Colon B och Toor GS, 2016. Review of uptake and translocation of pharmaceuticals and personal care products by food crops irrigated with treated wastewater. *Advances in Agronomy*, 140, 75-100

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

Daughton C G, 2014. The Matthew Effect and widely prescribed pharmaceuticals lacking environmental monitoring: Case study of an exposure-assessment vulnerability. *Science of the Total Environment*, 466-467, p 315-325.

EA, 2009a. Environmental Risk Assessment Report. 2-Ethylhexyl diphenyl phosphate. UK Environment Agency.

EA, 2009b. Environmental Risk Assessment Report. Tricresyl phosphate. UK Environment Agency.

EA, 2009c. Environmental Risk Assessment Report: Decamethylcyclopentasiloxane Brooke D N, Crookes M J, Gray D and Robertson S, Environment Agency United Kingdom. ISBN: 978-1-84911-029-7

EA, 2009d. Environmental Risk Assessment Report: Dodecamethylcyclohexasiloxane Brooke D N, Crookes M J, Gray D and Robertson S, Environment Agency United Kingdom ISBN: 978-1-84911-030-3EC,

EC, 2000. European Union Risk Assessment Report, Alkanes, C 10-13, Chloro- CAS-No.: 85535-84-8 EINECS-No: 287-476-5 Risk Assessment. ISBN 92-828-8451-1

EC, 2005a. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 24–4-Nonylphenol (branched) and Nonylphenol CAS-No. 84852-15-3 and 25154-52-3.

EC, 2005b. Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 25–Octylphenols (para-tert-octylphenol) CAS-No. 1806-26-4 and 140-66-9.

EC, 2002 European Union Risk Assessment Report. 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. EUR 20387 EN. European Chemicals Bureau,

EC, 2000b. European Union Risk Assessment Report: diphenyl ether, pentabromoderivative (PentabromodiphenylEther); CAS Number: 32534-81-9. European Commission.

EC, 2002. European Union Risk Assessment Report: bis(pentabromophenyl) ether, CAS No: 1163-19-5. European Commission.

EC, 2008. European Union Risk Assessment Report. 1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylcyclopenta- γ -2-BENZOPYRAN (1,3,4,6,7,8-hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethylindeno[5,6-C]pyran - hhcb). CAS No: 1222-05-5. EINECS No: 214-946-9.

ECHA, 2009. European Union Risk Assessment Report. Tris (2-Chloroethyl) Phosphate, TCEP. July 2009.

ECHA, 2016. Guidance on information requirements and chemical safety assessment, Ch R.16: Environmental Exposure Assessment. Version 3.0, February 2016.

EFSA, 2004. Opinion of the Scientific Panel on contaminants in the food chain [CONTAM] to assess the health risks to consumers associated with exposure to organotins in foodstuffs. EFSA Journal October 2004.

EFSA, 2005a Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Material in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Di-Butylphthalate (DBP) for use in food contact materials. The EFSA Journal 242,1-17

EFSA, 2005b Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, Processing Aids and Materials in Contact with Food (AFC) on a request from the Commission related to Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) for use in food contact materials. EFSA Journal 243, 1-20

EFSA, 2006. Opinion of the Scientific Panel on Food Additives, Flavourings, processing aids and materials in contact with food on a request from the Commission related to 2,2-Bis(4-hydroxyphenyl)propane (Bisphenol A) EFSA Journal (2006) 428,1-75,

EFSA, 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain. EFSA journal, February 2008.

EFSA, 2011. Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. EFSA Journal, May, 2011

EFSA, 2015. Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of bisphenol A (BPA) in foodstuffs. EFSA Journal. 13 (1), 3978.

EFSA, 2018a. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. EFSA Journal, December 2018

EFSA, 2018b. BPA update: working group to start reviewing new studies <http://www.efsa.europa.eu/en/press/news/180904> [augusti 2019].

EFSA, 2019a. Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. EFSA Journal, Amended February 2019.

EFSA, 2019b. Public consultation on the draft EFSA opinion on Chlorinated Paraffins in feed and food, EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). <https://www.efsa.europa.eu/en/consultations/call/public-consultation-draft-efsa-opinion-0>

EFSA, 2019c. Draft update of the risk assessment of di-butylphthalate (DBP), butylbenzyl-phthalate (BBP), bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP), di-isononylphthalate (DINP) and diisodecylphthalate (DIDP) for use in food contact materials-EFSA Panel on Food Contact Materials, Enzymes and Processing Aids (CEP)

Environment Canada, Health Canada, 2008. Screening Assessment for the Challenge. Decamethylcyclopentasiloxane (D5) Chemical Abstracts Service Registry Number 541-02-6.

Health Canada. 1996. Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumourigenic Doses/Concentrations for Priority Substances. Ottawa: Ministry of Supply and Services Canada. H46-2/96-194E

HERA, 2013. Human and Environmental Risk Assessment on ingredients of Household Cleaning Products. LAS - Linear Alkylbenzene Sulphonate. CAS No. 68411-30-3. April 2013.

IMM, 2018. Bisfenol A (BPA). Karolinska Institutet, Institutionen för Miljömedicin. <https://ki.se/imm/bisfenol-a-bpa> [augusti 2019].

IVL, 2015. Screening 2014. Analysis of pharmaceuticals and hormones in samples from WWTPs and receiving waters, Svenska Miljöinstitutet IVL och Umeå universitet, Report C135.

Jasulak M, Grobelak A, Grosser A, Vandembulcke F, 2019. Gene expression, DNA damage and other stress markers in *Sinapis alba* L. exposed to heavy metals with special reference to sewage sludge application on contaminated sites, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 181, 508-517.

Jonsson B, 2006. Risk assessment on butylphenol, octylphenol and nonylphenol, and estimated human exposure of alkylphenols from Swedish fish. Projektrapport från utbildningen i Ekotoxikologi, Ekotoxikologiska avdelningen, nr 109.

Kapanen A, Vikman M, Rajasärkka J, Virta M och Itävaara M, 2013. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. *Waste Management* 33, 1451-1460.

Kemakta, 2018. Förstudie inför kunskapsöversikt om organiska miljö- och hälsofarliga ämnen i avloppsslam. Kemakta AR 2018-29.

KLIF, 2006. Initial assessment of eleven pharmaceuticals using the EMEA guideline in Norway. TA-2216/2006.

Konradi S, Vogel I, 2013. Fate of pharmaceuticals (PhCs) in sewage sludge and proposal of indicator substances for monitoring, Workshop "Pharmaceuticals in Soil, Sludge and Slurry" 18th of June 2013, Dessau, Germany.

LUKE, 2018. Puhdistamolietteidien sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 58/2018.

Miljøstyrelsen, 2000. Toxicological Evaluation and Limit Values for Nonylphenol, Nonylphenol Ethoxylates, Tricresyl Phosphates and Benzoic Acid. Environmental Project No. 512, Elsa Nielsen, Grete Østergaard, Inger Thorup, Ole Ladefoged, Ole and Jens Erik Jelnes. The Institute of food Safety and Toxicology. Danish Veterinary and Food Administration

Naturvårdsverket 2007. Inarbetning av avloppsslam, en metod att tillverka jord. Rapport 4823.

- Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket, 2010. Återvinning av avfall i anläggningsarbeten, Handbok 2010:1.
- Naturvårdsverket, 2013. Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen, Rapport 6580, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Norsk Vann, 2019. Organic Pollutants in Norwegian Wastewater Sludge. Results from the Survey in 2017/2018. Norwegian Water Report 248 (2018).
- Pulkrabova J, Cerny J, Szakova J, Svarcova A, Gramblicka T, Hajslova J, Balik J, Tlustos P, 2019. Is the long-term application of sewage sludge turning soil into a sink for organic pollutants? Evidence from field studies in the Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*. 19. 2445-2458.
- RIVM, 2011. Environmental Risk limits for PFOS. A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive. RIVM report 601714013. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands
- RIVM, 2012. Bijlage 3 bij RIVM-rapport 601714022 Specifieke verontreinigende en drinkwater relevante stoffen onder de Kaderrichtlijn water Selectie van potentieel relevante stoffen voor Nederland (på engelska), RIVM rapport 601714022/2012.
- RIVM, 2014. Risk based standards for PCBs in soil. Proposal for Environmental risk limits and maximum values. RIVM report 2014-0119. National Institute for Public Health and the Environment, Netherlands.
- SCB, 2018. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2016. Kommunala avloppsreningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri, Sveriges Officiella Statistik, Statistiska meddelanden MI 22 SM 1801.
- SCF, 2001. Opinion of the Scientific Committee of Food on the Risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. Update based on new scientific information available since the adoption of the SCF opinion of 22nd November 2000, Adopted on 30 May 2001.
- SCHER, 2006. Revised assessment of the risks to health and the environment associated with the use of the four organotin compounds TBT, DBT, DOT and TPT, Opinion adapted by the SCHER during the 14th plenary of 30 November 2006. Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER).
http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_047.pdf
- Sternbeck B, Blytt L D, Gustavsson K, Franki S och Bjergström M, 2011. Using sludge on arable land – effect based levels and longterm accumulation, TemaNord 2011:506, Nordic Council of Ministers.
- SVU, 2014. Hörsing, M., Eriksson, E., Gissén, C., Jansen, J.I.C. and Ledin, A. (2014) Organiska miljögifter i sockerbetor och blast odlade på mark gödslad med kommunalt avloppsslam. SVU-rapport 2014–12. Svenskt Vatten Utveckling.
- SVU, 2016. Identifiering av fokusämnen för slam – organiska miljögifter, Maritha Hörsing, Anna Ledin. Rapport 2016-08, Svenskt Vatten Utveckling.
- SVU, 2018. Avloppsslam på åkermark – vad behöver vi veta om oönskade organiska ämnen. Maritha Hörsing. Rapport 2018-4. Svenskt Vatten Utveckling.

- Thomaidi VS, Stasinakis AS, Borova VL, Thomaidis NS, 2016. Assessing the risk associated with the presence of emerging organic contaminants in sludge-amended soil: A country level analysis. *Science of the Total Environment* 548-549. 280-288.
- Umeå universitet, 2007-2019. Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk, Umeå Universitet. Uppdrag åt Naturvårdsverket.
- Umeå Universitet, 2019. Miljöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsreningsverk. Resultat från år 2016-2017 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2017. Uppdrag åt Naturvårdsverket, Kontrakt: 219-13-004.
- US EPA, 2012. Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, v 4.11 or insert version used]. United States Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- USEPA, 2008a. Toxicological review of 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (BDE-47). EPA/635/R-07/005F, www.epa.gov/iris
- USEPA, 2008b. Toxicological review of 2,2',4,4',5-pentabromodiphenyl ether (BDE-99). EPA/635/R-07/006F, www.epa.gov/iris
- USEPA, 2008c. Toxicological review of decabromodiphenyl ether (BDE-209). EPA/635/R-07/008F, www.epa.gov/iris
- USEPA, 2007a. Ecological Soil Screening Levels for Pentachlorophenol. Interim Final. OSWER Directive 9285.7-78. U.S. Environmental Protection Agency.
- USEPA, 2007b. Ecological Soil Screening Levels for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Interim Final. OSWER Directive 9285.7-78. U.S. Environmental Protection Agency.
- VKM, 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils 05/511-22-final VKM. Oslo, Norge.
- WSP, 2013a. Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt, John Sternbeck, Ann Helén Österås och Mats Allmyr. WSP Environmental, Stockholm.
- WSP, 2013b. Förekomst av föroreningar i olika avlopp- och avfallsfraktioner som är relevanta för fosforåterföring. Sofia Frankki, John Sternbeck. WSP Environmental, Stockholm.
- WSP, 2013c. Upptag i växter och effekter på markorganismer vid återföring av fosfor - litteraturstudie. WSP Environmental, Stockholm.
- WSP, 2015. Screening of organic pollutants in sewage sludge amended arable soils. Rapport till Naturvårdsverket.
- Zhang X, Xia P, Wang P, Yang J och Baird D J, 2018. Omic advances in Ecotoxicology, *Environ. Sci. Technol.* 52, 3842-3851.