

UNITED  
BY OUR  
DIFFERENCE



## RAPPORT

### Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återför- sel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt

2013-02-15

Upprättad av: John Sternbeck, Ann Helén Österås och Mats Allmyr  
Granskad av: John Sternbeck

#### WSP Environmental

121 88 Stockholm-Globen  
Besök: Arenavägen 7  
Tel: +46 8 688 60 00  
Fax: +46 8 688 69 22  
WSP Environment & Energy Sweden  
Org nr: 556057-4880  
Styrelsens säte: Stockholm  
www.wspgroup.se

# RAPPORT

## Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt

### Kund

Naturvårdsverket  
106 48 Stockholm

Kemikalieinspektionen  
Box 2, 172 13 Sundbyberg

Avtal 219 1211

Avtal d-nr: 240-H12-02125

### Konsult

WSP Environmental  
121 88 Stockholm-Globen  
Besök: Arenavägen 7  
Tel: +46 8 688 60 00  
Fax: +46 8 688 69 22  
WSP Environment & Energy Sweden  
Org nr: 556057-4880  
Styrelsens säte: Stockholm  
[www.wspgroup.se](http://www.wspgroup.se)

### Kontaktpersoner

Uppdragsansvarig: John Sternbeck, 08-688 6319, [john.sternbeck@wspgroup.se](mailto:john.sternbeck@wspgroup.se)

Ombud: Marie Arnér, 08-688 6403

## Sammanfattning

Fosfor är en ändlig resurs och ett nationellt mål är att återföra fosfor från avloppet till jordbruksmarken. Det finns även andra fosforrika material som kan återföras till jordbruksmarken, och som i vissa fall redan gör det. Exempel på fosforrika material är slam från kommunala avloppsreningsverk, stallgödsel och rötat livsmedelsavfall. Till varierande grad innehåller dessa material oönskade och toxiska ämnen, dvs metaller och organiska föroreningar inklusive läkemedel. Fosforåterföring medför således en risk för att jordbruksmarken förorenas och att risker för hälsa eller miljö kan uppkomma. Fosforåterföring sker även vid skapande av växtetableringsskikt inom anläggningsarbeten, och det förekommer försök att gödsla skogsmark med slam.

Denna utredning har med modellberäkningar utvärderat risker för långsiktig förorening av jordbruks- och skogsmark samt risker för att toxiska effekter på hälsa eller miljö kan uppkomma. Utredningen har även inkluderat bedömning av toxiska effekter på hälsa och miljö för ett etableringsskikt. Resultaten utgör underlag för Naturvårdsverkets arbete med att utforma en förordning för fosforåterföring, särskilt vad gäller behov och utformning av gränsvärden för oönskade ämnen. I samråd med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket har 9 metaller och 18 organiska ämnen valts ut. Som komplettering av tidigare riskbedömning ingår dessutom LAS, DEHP, nonylfenol, oktylfenol, PAH och PBDE för ytvatten, samt för skogsmark och växtetableringsskikt.

## JORDBRUKSMARK

Jordbruksmark beskrivs utifrån en giva om  $22 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ . Risken för upplagring i matjord efter en giva vart femte år under 100 år kvantifieras med en modell som tar hänsyn till ämnens bortförel via nedbrytning, utlakning samt skörd av spannmål. Upplagring har beräknas utifrån dagens medelhalter i slam. För de ämnen där atmosfärsdeposition sker har denna beaktats. Många av de organiska ämnena bryts ned inom en femårsperiod och uppvisar således låg risk för upplagring i jord. Följande föroreningar uppvisar i fallande ordning en tydlig tendens att anrikas i matjord:

PFOS > dioxiner > perfluordekansyra, perfluorundekansyra > PCB, kortkedjiga klorparaffiner och BDE209. Tendensen för PFOS att upplagras är stark och förstärks sannolikt av storskalig atmosfärsdeposition.

Flertalet undersökta metaller uppvisar också en tendens till anrikning i jordbruksmarken. Den relativa anrikningen av metaller blir lägre än för de nämnda organiska föroreningarna, eftersom metaller förekommer naturligt i jorden och i vissa fall även påverkats av atmosfärsdeposition under lång tid. Den långsiktiga upplagringen av metaller är relativt stor för koppar, kvicksilver och silver, intermediär för zink och tenn, och relativt låg för bl.a. kadmium. Vid lägre halter i fosforgivan, oavsett om det är slam eller någon annan fraktion, blir upplagringen lägre. Upplagringen på enskilda fält kan också variera beroende på jordart, produktivitet och växtföljd.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

Lågrisknivåer (LRN) har beräknats för hälsa, marklevande organismer samt ytvatten. Lågrisknivåerna anger de högsta halter i en fosforfraktion, vid en giva om  $22 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ , som enligt standardmässig riskbedömning och med vissa konservativa antaganden inte förväntas inte orsaka (eko-)toxikologiska risker. Bland annat har LRN för ämnen som vid upprepade givor upplagras i matjord beräknats för en period om 100 år. Risker har karakteriserats huvudsakligen genom jämförelse med rådande medelhalter i slam, eftersom kunskapen om föroreningshalter i andra fosforfraktioner är mycket sparsam. Även 90-percentilhalten i slam har använts, men resultaten nedan avser medelhalt.


Hälsorisker har bedömts utifrån beräknat intag via spannmål och rotfrukter inkl. potatis. För att ge en hög skyddsnivå representerar intaget av spannmål och rotfrukter högkonsumenter. För samtliga organiska ämnen är säkerhetsmarginalen till det toxikologiskt baserade gränsvärdet en faktor 20 eller mer, ofta betydligt större än 1000. Säkerhetsmarginalerna bedöms vara så stora att andra exponeringskällor inte behöver beaktas. Slutsatsen är att ingen av de totalt ca 30 organiska föroreningar som utvärderats utgör en hälsorisk eller ett betydande bidrag till hälsorisker.

Av metallerna är säkerhetsmarginalen för hälsoeffekter lägre än ca 3 för både kadmium och zink, oaktat andra exponeringskällor. För övriga studerade metaller är marginalen större än 10. Intag och risker av silver och tenn har dock inte kunnat bedömas. Det totala intaget av kadmium anses vara för högt hos en del av den svenska befolkningen, och det föreligger ett behov att minska exponeringen. Då spannmål och potatis är väsentliga för kadmiumintaget är det önskvärt att halterna i dessa grödor minskar. Den låga säkerhetsmarginalen för kadmium bedöms därför inte som långsiktigt hållbar, och ett långsiktigt mål bör vara att kadmiumhalterna i återförda fosforfraktioner är lägre än dagens medelhalter i slam.

Avseende risker för marklevande organismer uppvisar ingen förorening en riskkvot över 1, både vid jämförelse med medelhalter och med 90-percentiler i slam. Koppar, zink, trikresylfosfat och PFOS uppvisar dock riskkvoter högre än 0,1, varav koppar uppvisar högst riskkvot (0,6, för medelhalt i slam). Metallerens biotillgänglighet i jord är en komplex funktion av olika lokala faktorer och beror också på i vilken form metallen tillförts jorden. Det är därför svårt att med denna metodik bedöma om en säkerhetsmarginal på 1,7 (PEC/PNEC=0,6) är tillräckligt. Tidigare svenska undersökningar i åkermark tyder på att negativa mikrobiologiska effekter inte uppträder vid dessa kopparhalter men att marginalen uppåt inte är så stor. Såväl bakgrundshalten av koppar som lokala faktorer varierar över landet. För att ge ett generellt skydd avseende effekter från koppar kan det därför vara motiverat med skärpta krav avseende koppar i förhållande till NFS 1994:02 (maxhalter i jord där slam får användas) och SNFS 1998:944 (halter i slam).

Den relativt höga riskkvoten (0,36-0,71) av trikresylfosfat för marklevande organismer bedöms inte föranleda åtgärder. PNEC-värdet för marklevande organismer är predicerat från studier på vattenlevande organismer där effekter på fisk är styrande.

Risker för ytvattenlevande organismer beskrivs med ett enkelt och konservativt angreppssätt, antaget en 10-faldig utspädning mellan porvatten i matjord och ytvatten. Det saknas

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

mer exakta och validerade modeller för att bedöma förorenings-spridning från gödsling till ytvatten. Av metaller är beräknade riskkvoter något över 1 för zink. Spridningen är dock troligen överskattad för de flesta situationerna, t.ex. beaktas inte återadsorption i jordlager under matjorden, och så vitt känt har omfattande spridning av zink från jordbruksmark till ytvatten inte påvisats i fält. Detta indikerar dock att för att hålla erforderlig säkerhetsmarginal till påverkan på ytvatten bör zinkhalter i fosforgivor regleras. För merparten av de organiska föroreningarna är riskkvoterna avseende ytvatten mycket låga, men LAS överskrider riskkvoten 1. LAS är dock lättnedbrytbart i såväl jord som ytvatten. I den mån LAS kan nå vattendrag förväntas det snabbt brytas ner. Denna process har ej inkluderats i beräkningarna, som därför bedöms påtagligt överskatta risken av LAS på vattenlevande organismer.

Sammantaget finns det motiv för att reglera metaller och vissa organiska ämnen vad gäller fosforåterföring till åkermark. Både metaller och vissa persistenta organiska ämnen bör regleras på basis av upplagring i matjord, och metallerna kadmium, koppar och zink bör även regleras avseende risker. Silver och tenn har inte kunnat riskbedömas avseende hälsa och ytvatten.

## **SKOGSMARK**

Slamspridning till skogsmark är i dagsläget svår att beskriva av följande skäl: 1) Kopplingen till fosforåterföring är oklar eftersom syftet vanligen är att tillföra kväve; 2) Teknik och omfattning är på utvecklingsstadium och det saknas en standard för givan, t.ex. fysisk form för spridning, frekvens och storlek; 3) Det råder brist på empiriska undersökningar som skulle kunna visa vilka processer som påverkar föroreningars inblandning i och spridning från skogsmarken.

Ett förenklat scenario har utformats, och ligger till grund för en preliminär bedömning av risker för upplagring och miljörisker vid slamspridning på skogsmark, givet ovan nämnda osäkerheter. Lågrisknivåer för skydd av marklevande organismer samt ytvatten har beräknats på motsvarande sätt som för åkermark. LRN-nivåerna för skogsmark ska dock av givna skäl betraktas som indikativa.

Risken för långsiktig upplagring bedöms generellt som lägre än för åkermark, eftersom givan antas upprepas mycket sällan. För persistenta föroreningar är den dock inte obetydlig. Flera organiska föroreningar uppvisar riskkvoter högre än ett och riskkvoterna är ofta högre än för åkermark.

Det kan inte uteslutas att slamspridning på skogsmark kan vara negativt ur förorenings-synpunkt. Med hänvisning till nämnda osäkerheter har det dock inte bedömts möjligt att föreslå hur föroreningar kan regleras vid slamspridning till skogsmark.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## VÄXTETABLERINGSSKIKT

Precis som för skogsmark finns svårigheter att beskriva återföring av avfall till växtetableringsskikt eftersom det saknas en standardteknik för detta. Härav går det inte att utföra en definitiv riskkaraktisering.

Med växtetableringsskikt avses i detta fall markåterställning i allmänna eller industriella områden för att etablera grönytor såsom t.ex. parkmark, golfbanor, bullervallar eller liknande. Näringsrikt avfall antas inblandas vid ett tillfälle i markens ytskikt eller tillföras markytan med en anläggningsjord.

Lågrisknivåer (LRN) har beräknats för hälsa, marklevande organismer samt ytvatten. Lågrisknivåerna anger de högsta halter i ett växtetableringsskikt som inte orsakar hälso- eller miljörisker enligt standardmässig riskbedömning. Risker har karakteriserats genom jämförelse med ett fiktivt fall där etableringsskiktet antas innehålla 50 % slam.

Hälsorisker har bedömts utifrån beräknat direkt intag av jord för barn i enlighet med samma antaganden som görs för intag av jord för förorenade områden. Bedömningen har utförts utifrån två olika scenarion: "mindre känslig användning" (MKM) t.ex. industrimark och "känslig markanvändning" (KM) t.ex. bostadsmark. För samtliga ämnen är säkerhetsmarginalen till det toxikologiskt baserade gränsvärdet en faktor 10 eller mer, ofta betydligt större än 1000. Säkerhetsmarginalerna bedöms vara så stora att andra exponeringskällor inte behöver beaktas. Slutsatsen är att ingen av de föroreningar som utvärderats utgör en hälsorisk eller ett betydande bidrag till hälsorisker för bedömda scenarion.

Avseende risker för marklevande organismer uppvisar flertalet organiska föroreningar och koppar en riskkvot över 1 i ett etableringsskikt innehållande 50 % slam. Försämrade betingelser för marklevande organismer kan alltså inte uteslutas i ett sådant skikt.

Risker för ytvattenlevande organismer beskrivs enligt samma generella princip som för förorenade områden med ett antagande om en utspädning mellan porvatten i matjord och ytvatten på 4000 gånger. För samtliga ämnen utom LAS är säkerhetsmarginalen till det ekotoxikologiska gränsvärdet en faktor 20 eller mer. Liksom för åkermark är bedömningen att LAS inte utgör en påtaglig risk för ytvattnet eftersom den lätt bryts ned i jord och ytvatten.

Jämfört med riktvärden för förorenad jord och återvinning av avfall i anläggningsändamål är beräknade lågrisknivåer för ett växtetableringsskikt generellt högre än dessa riktvärden. Detta beror på val av olika effektnivåer och olika exponeringsscenario.

Sammantaget finns det motiv för att reglera användningen av avfall i växtetableringsskikt för att förhindra en okontrollerad spridning av föroreningar i samhället. Risker kan inte definitivt utvärderas eftersom det saknas standarder för ett etableringsskikt. Riskkaraktiseringen visar dock att det finns anledning att reglera inblandningen av avfall såsom slam med avseende på skydd av marklevande organismer. Detta görs förslagsvis i linje med principerna för återvinning av avfall i anläggningsändamål.

## Innehåll

<b>1.</b>	<b>Inledning</b>	<b>10</b>
<b>2.</b>	<b>Urval av ämnen för riskbedömning</b>	<b>11</b>
<b>3.</b>	<b>Metodik för upprepade givor</b>	<b>16</b>
3.1	Åkermark	16
3.1.1	<i>Skyddsobjekt</i>	17
3.1.2	<i>Elimineringsprocesser</i>	19
3.1.3	<i>Beräkning av kritisk halt i jord</i>	21
3.1.4	<i>Lågrisknivåer och riskkaraktisering</i>	22
<b>4.</b>	<b>Metodik för skogsmark</b>	<b>24</b>
4.1	Skyddsobjekt	25
4.1.1	<i>Marklevande organismer</i>	25
4.1.2	<i>Ytvattenrecipienter</i>	26
<b>5.</b>	<b>Metodik för växtetableringsskikt</b>	<b>27</b>
5.1	Skyddsobjekt	27
5.1.1	<i>Marklevande organismer</i>	27
5.1.2	<i>Hälsa via intag av jord</i>	28
5.1.3	<i>Ytvatten</i>	28
<b>6.</b>	<b>Underlag</b>	<b>30</b>
6.1	Ämnesparametrar	30
6.1.1	<i>Sorption</i>	30
6.1.2	<i>Biokoncentrationsfaktorer</i>	31
6.1.3	<i>Nedbrytning i jord</i>	33
6.1.4	<i>Toxicitet för marklevande organismer</i>	34
6.1.5	<i>Toxicitet för vattenlevande organismer</i>	35
6.1.6	<i>Toxicitet för människa</i>	35
6.1.7	<i>Atmosfärsdeposition</i>	36
<b>7.</b>	<b>Åkermark – källor och upplagring</b>	<b>37</b>
7.1	Deposition, slam och andra källor	37
7.2	Upplagring vid upprepade givor	38
7.2.1	<i>Organiska ämnen</i>	38
7.2.2	<i>Metaller</i>	39
<b>8.</b>	<b>Åkermark – risker för hälsa och miljö</b>	<b>42</b>
8.1	Lågrisknivåer	42
8.2	Jämförelse av lågrisknivåer med förekommande halter	44

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

8.2.1	<i>Kadmium</i>	45
<b>9.</b>	<b>Skogsmark – risker för miljö</b>	<b>51</b>
9.1	Lågrisknivåer	51
9.2	Jämförelse med förekommande halter	53
9.2.1	<i>Organiska ämnen</i>	53
9.2.2	<i>Metaller</i>	56
<b>10.</b>	<b>Växtetableringsskikt – risker för hälsa och miljö</b>	<b>59</b>
10.1	Lågrisknivåer	59
10.2	Jämförelse med halter i förekommande växtetableringsskikt	61
<b>11.</b>	<b>Diskussion</b>	<b>66</b>
11.1	Begränsningar och osäkerheter	66
11.2	Tillämpning av effektnivåer som rikt- eller gränsvärden	68
<b>12.</b>	<b>Referenser</b>	<b>69</b>
<b>Bilaga 1. Data för kemiska ämnen</b>		<b>76</b>
<b>Bilaga 2. Haltdata för slam.</b>		<b>88</b>



## Förkortningar i rapporten

### 1. Kemiska ämnen

Förkortning	Begrepp
D5	dekametylcyklopentasiloxan
D6	dodekametylcyklohexasiloxan
HHCB	Galaxolid
AHTN	tonalid
T CPP	Tris(2-kloroisopropyl)fosfat
TCP	Trikresylfosfat
EHDPP	Etylhexyldifenylfosfat
SCCP	C10-13 klorparaffiner
BPA	Bisfenol A
TBT	Tributyltenn
DBT	Dibutyltenn
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFUnDA	Perfluorundekansyra
PCDD/F	Polyklorerade dioxiner och furaner; "dioxiner"
Pb	Bly
Cd	Kadmium
Cu	Koppar
Cr	Krom
Hg	Kvicksilver
Ni	Nickel
Ag	Silver
Sn	Tenn
Zn	Zink
DEHP	dietylhexylftalat
DBP	dibutylftalat
NF	nonylfenol
OF	oktylfenol
BDE47	Tetrabromerad difenyleter
BDE99	Pentabromerad difenyleter
BDE209	Dekabromerad difenyleter

### 2. Övriga begrepp

Förkortning	Begrepp
DT50	Halveringstid
Kd	Adsorptionskoefficient mellan jord och porvatten
TDI	Tolerabelt dagligt intag, hälsobaserat gränsvärde
PNEC	Predicted no effect concentration; dvs den högsta halt som inte bedöms orsaka oacceptabla effekter
AA-MKN	Miljö kvalitetsnorm för årsmedelhalt i ytvatten
RQ	Ris kvot, dvs PEC/PNEC

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## 1. Inledning

Slam och stallgödsel är de två vanligaste sätten att återföra fosfor och andra näringsämnen till jordbruksmark. Det finns även andra fosforrika material såsom rötat livsmedelsavfall eller källseparerat urin. Stallgödsel är den äldsta formen av näringsåterföring men även slam har använts under lång tid och troligen i stora delar av världen där avloppsvattenrening förekommer.

Det är väl känt att dessa material kan innehålla ämnen med farliga egenskaper. Slam från kommunala reningsverk belastas från hushåll, industrier och dagvatten och innehåller både metaller och ett mycket stort antal organiska föreningar, både naturliga och syntetiska. Även livsmedelrester och stallgödsel kan innehålla föroreningar, t.ex. ftalater, PAH, metaller och hormoner (se WSP, 2013a). Dessa fosforrika material bildas som biprodukter i olika delar av samhället och eftersom de har ett högt innehåll av näring och organiskt material är deponering inte ett första alternativ till att hantera massorna. Förutom till jordbruksmark används slam också i andra tillämpningar, t.ex. för att täcka deponier eller som anläggningsjord. På senare år har diskussioner förts och pilottester genomförts att tillföra slam till skogsmark för att öka produktionen.

Vid användning av dessa material kommer föroreningarna ut i miljön. Spridning och exponering för växter, djur och människa kan ske. Ett stort antal utredningar och forskningsprojekt har ägnats särskilt åt frågan om slammets effekter på hälsa och miljö, vilket har diskuterats i årtionden. Fortfarande år 2012 publiceras internationellt ett stort antal vetenskapliga artiklar som belyser t.ex. upptag i växter eller spridning till ytvatten.

Denna utredning syftar till att bedöma vilka risker som ett antal oönskade ämnen kan utgöra då olika avloppsfraktioner, stallgödsel och matavfall används för fosforåterföring till produktiv mark (åker och skog) samt övrig mark. Arbetet ska också ge underlag till Naturvårdsverket för att bedöma behovet av gränsvärden, och i förekommande fall föreslå sådana. Tidigare riskbedömningar samt föroreningsrelaterade erfarenheter från främst slam användning på jordbruksmark sammanställs i en annan rapport (WSP, 2013b). Även förekomsten av oönskade ämnen i olika fosforrika avlopp- eller avfallsfraktioner beskrivs i en rapport (WSP, 2013a).

Utredningen omfattar användning i jordbruksmark och i skogsmark samt användning som växtetableringsskikt. Ett 25-tal föroreningar med skilda egenskaper och ursprung har i samråd med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket valts ut för att ge en bred belysning av ämnens uppträdande, persistens i miljön, upptag i växter och risker för människa och miljö. Eftersom syftet och frågeställningarna är tämligen omfattande är de beskrivna scenarierna relativt enkla. Varje enskild detalj kan ägnas avsevärd uppmärksamhet, men denna utredning syftar snarare till att ge en bred belysning av frågeställningen. Utredningens avgränsningar och genomförande har vid flera tillfällen under arbetets gång diskuterats med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## 2. Urval av ämnen för riskbedömning

Ett stort antal metaller och organiska föroreningar har påträffats i slam från kommunala reningsverk, vilket framgår av den litteraturstudie som kompletterar föreliggande rapport (WSP, 2013a) och många andra studier. För andra fraktioner såsom rötresten från livsmedelproduktion eller stallgödsel är dataunderlaget mycket begränsat. Av praktiska skäl måste en riskbedömning avgränsas till ett antal prioriterade ämnen. Urvalet har genomförts enligt följande ordning:

1. Alla ämnen med uppmätta halter i någon / några fraktioner,
2. De ämnen som
  - uppfyller kriterier för utfasning / riskminskning, eller
  - uppträder i halter över 1 mg/kg ts, eller
  - föreslagits av Naturvårdsverket inför detta arbete,
3. De ämnen från punkt 2 som inte tidigare riskbedömts, eller där tidigare riskbedömning inte är relevant,
4. De ämnen från punkt 3 som har tillräckligt med data över fysikaliska, kemiska och toxikologiska egenskaper.

Frågan om ämnesurval har diskuterats med Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket, och alla parter har lämnat förslag. WSP genomfört en prioritering av de föreslagna ämnena enligt ovanstående kriterier och tagit fram ett förslag på ämnen. Naturvårdsverket, Kemikalieinspektionen och Livsmedelsverket har givits möjlighet att kommentera den lista. I det följande listas de ämnen som föreslagits enligt ovanstående. Vissa av dessa ämnen kan redan vara riskbedömda och faller då bort.

### Metaller

Följande metaller preciserades av Naturvårdsverket: Bly, Kadmium, Koppar, Krom, Kvicksilver, Nickel, Silver, Tenn och Zink. Inga ytterligare förslag har inkommit men Livsmedelsverket betonar kadmium, kvicksilver och bly.

### Organiska ämnen exkl läkemedel

Listan över organiska ämnen som prioriterats av WSP, Naturvårdsverket, Kemikalieinspektion och Livsmedelsverket ges i Tabell 2. Ett förslag till samlad prioritering ges från 1 (högst) till 3 (lägst), där 3 bl.a. innefattar ämnen där en relevant riskbedömning tidigare är genomförd.

Siloxaner innefattar flera ämnen och de i slam mest förekommande bör ingå. Siloxanen D4 uppträder i relativt låga halter, används i små mängder och är ett definierat riskminsningsämne, varför det nedprioriteras.

Gällande perfluorerade finns ett stort antal ämnen. PFOS är det mest välkända men är reglerat och bör kompletteras med något av de ickereglerade ämnena. Enligt Naturvårdsver-

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

ket (2012) ökar halterna av vissa perfluorerade ämnen i blodserum. Kombinerat med uppgifter om förekomst i slam leder det till valet av PFDA och PFUnA.

Organofosfater är en grupp som Kemikalieinspektionen lyfter fram med förslag som EHDPP och TCP. WSP föreslår att även någon av de klorerade som uppträder i höga halter i slam ingår, t.ex. TCPP.

Kemikalieinspektionen föreslår också dodekylfenol. Ämnet liknar nonylfenol kemiskt men har andra användningsområden (tillsats i smörjolja) som troligen ger mindre spridning till reningsverk. En svensk screening IVL (2004) gav få och låga uppmätta halter i slam. WSP föreslår att ämnet nedprioriteras.

Triklosan föreslogs av Livsmedelsverket. Ämnet har dock riskbedömts avseende markmiljö och halterna i svenskt slam samt användningen förefaller minska. WSP föreslår att ämnet nedprioriteras.

En prioritering av nyare organiska ämnen som bör utredas avseende slamspridning på mark publicerades nyligen (Clarke och Smith, 2011). Författarna utgick från vissa egenskaper som bedömdes centrala för den risk föroreningar kan utgöra i detta sammanhang, nämligen ekotoxicitet för marklevande organismer, persistens i jord, upptag i grödor och bioackumulation. Högst prioriterade blev i fallande ordning PFOS > klorparaffiner > klornaftalener > TBT och PBDE > triklosan > myskämnen. Ftalater och siloxaner hamnade lågt i denna rangordning. Flertalet av de av Clarke och Smith (2011) högprioriterade ämnena ingår i det aktuella urvalet. Klornaftalener har ej föreslagits eftersom halterna i svenskt slam är mycket låga (ca 50 ng/kg ts).

### **Läkemedel**


Kemikalieinspektionen föreslog antibiotika (tetracyklin + några till), ketokonazol och några hormonstörande ämnen. Livsmedelsverket föreslog läkemedel med varierande egenskaper samt specifikt etinylestradiol. En tidigare screening av hormoner visade nästan inga träffar av etinylestradiol eller estriol i slam, men däremot påträffades progesteron i flertalet slamprov.

Vidare har persistens av läkemedel värderats med hjälp av den modellsimulering av 3000 läkemedel som publicerades av Howard och Muir (2011). Även de läkemedel som prioriterades av Eriksson m.fl (2008) har beaktats.

För att representera olika grupper blev det slutliga valet progesteron (läkemedel), diklofenak (anti-inflammatoriskt) samt ciprofloxacin (antibiotika inom gruppen fluorkinoloner).

### **Slutligt urval**

Andra viktiga ämnesgrupper har nedprioriterats av WSP eftersom existerande riskbedömningar bedöms relevanta:

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

- Ftalater (DEHP, DBP)
- PBDE (47, 99 och 209)
- Alkylfenol (nonyl-, oktyl-)
- PCB-7.

I Tabell 1 visas de grupper av organiska ämnen och läkemedel som är representerade som högsta prioritering (1) och som omfattas av föreliggande utredning. Listan omfattar organiska ämnen med vitt skilda egenskaper vilket kan illustreras enligt följande:

- $K_D$  : 9-86 000 l/kg
- DT50 i mark : 5-25000 dygn (oändligt för t.ex. PFOS)
- PNECmark : 0,00025-170 mg/kg ts

Därutöver ingår metallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel, silver, tenn och zink.

Tabell 1. Organiska ämnen och läkemedel som utreds i denna rapport.

Prioriterad Ämnes-grupp	I NVs uppdrag	Som tillägg från Keml	Ingående ämnen
<i>Organisk förorening</i>			
siloxaner		x	dekametylcyklopentasiloxan, D5 dodekametylcyklohexasiloxan, D6
cykliska myskämen		x	Galaxolid, tonalid
klorparaffiner	x		C10-C13
bisfenol A	x		
tennorganiska	x		DBT, TBT
perfluorerade	x	x	PFOS, PFDA och PFUnA
organofosfater		x	Tris(2-kloroisopropyl)fosfat, TCPP Trikresylfosfat, TCP Etylhexyldifenylfosfat, EHDPP
dioxin	x		summa-TEQ
<i>Läkemedel</i>			
Hormon		x	Progesteron
Anti-inflammatoriska		x	Diklofenak
Fluorkinoloner	X		Ciprofloxacin

Tabell 2. Tabell för prioritering av organiska föroreningar exkl. läkemedel. I olika kolumner ges de aspekter som beaktats vid prioritering och urval av organiska ämnen för riskbedömning. Summerad prio ges i sista kolumnen: 1 (högst); 3 (lägst). NV: Naturvårdsverket, Keml: prioriterat av kemikalieinspektionen; SLV: prioriterat av livsmedelsverket. RB: riskbedömning. PRIO: Kemikalieinspektionens PRIO-databas.

PARAMETER	medel, mg/kg P	halt > 1 mg/kg	Prioriterat av NV	PRIO-utfasning	PRIO-risk-minskning	svårned-brytbart	Keml	SLV	Tidigare RB	Summerad prio
Linjär alkylbensensulfonat, C10-14	29500	x							x	3
Di-(2-etylhexyl)ftalat	3100	x		CMR					x	3
Långkedjiga klorparaffiner	2460	x		PBT vPvB		x				2
4-nonylfenol, grenad	1370	x	x		R50/53				x	3
4-nonylfenol-monoetoxilat	570	x	x							3
Dekametylcyklopentasiloxan	420	x				misstänkt P	x			1
Galaxolid	370	x				misstänkt P	x		delvis	1
Triklosan	230	x			R50/53	?		x	delvis	2
Mellankedjiga klorparaffiner (C14-C17)	160	x	x			x				2
Kortkedjiga klorparaffiner (C10-C13)	56	x	x	PBT vPvB		x				1
Dodekametylcyklohexasiloxan	55	x					x			1
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	42	x				?				2
4-t-Oktylfenol	32		x	R50/53					x	3
Tonalid	31					misstänkt P	x			1
Dibutylftalat	27								x	3
1,2,3,4,6,7,8,9-oktakilordibenso-p-dioxin	0,030			PBT vPvB		x		x		1
Bisfenol A	15		x		Allergi					1

#### WSP Environmental

121 88 Stockholm-Globen  
 Besök: Arenavägen 7  
 Tel: +46 8 688 60 00  
 Fax: +46 8 688 69 22  
 WSP Environment & Energy Sweden  
 Org nr: 556057-4880  
 Styrelsens säte: Stockholm  
 www.wspgroup.se

Uppdragsnr: 10170845

Riskbedömning vid fosforåterföring



Daterad: 2013-02-15

PARAMETER	medel, mg/kg P	halt > 1 mg/kg	Prioriterat av NV	PRIO- utfasning	PRIO-risk- minskning	svårned- brytbart	Keml	SLV	Tidigare RB	Summerad prio
Dekabromodifenyleter (PBDE209)	9		x		Pot.PBT/vPv B	x			x	3
Dibutyltenn (DBT)	6		x							1
HBCD	0,4		x	PBT vPvB		x				1
Oktametylcyklotetrasiloxan	12				R50/53		x			2
PCB-7	2,5			Förbjudet		x		x	x	3
Penta BDE	7,0		x	PBT vPvB		x			x	3
Perfluordekansulfonat	0,2		x			?				2
Perfluorooktansulfonat	1,0		x	PBT vPvB		x		x		1
Perfluorooktansyra	0,2		x			x		x		2
Tributyltenn (TBT)	0,4		x	PBT vPvB						1
Dodekylfenol							x			3
Triskresylfosfat	0,4						x			2

### 3. Metodik för upprepade givor

Vid beräkning av massbalans och spridning krävs följande uppgifter.

- Kolhalt
- Densitet
- Infiltration
- Växtföljd och produktion

#### 3.1 Åkermark

Enligt rådande regelverk (SNFS 1994:2 plus ändringar) är tillåten genomsnittlig slamdos 22-35 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, med en giva vart femte till sjunde år. Med en medelhalt av fosfor i slam om ca 2,8 % motsvarar detta ungefär slamgivor om 3,5-6 ton TS ha<sup>-1</sup>. Enligt Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 2004:62) får dock inte stallgödsel eller andra organiska gödselmedel såsom slam under en femårsperiod tillföras i större mängd än vad som motsvarar ett genomsnitt av 22 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Medeltalet på gårdar får därför inte vara högre än 22 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Även om den faktiska genomsnittliga fosforgivan är lägre har riskbedömningen baserats på den maximalt tillåtna givan. Principen bör vara att gränsvärdena ger ett skydd på en enskild åker om allt fosforbehov under lång tid kommer från en och samma fraktion.

Slam får endast tillföras om metallhalterna i jorden underskrider vissa föreskrivna värden som anges i SNFS 1994:2. Det finns även gränsvärden för tillförsel av metaller i slammet (NFS 1998:944). Därutöver får man inte använda slam:

1. på betesmark
2. på åkermark som används för bete eller vallfoder som ska skördas inom 10 månader efter slamdosering
3. på mark med odlingar av bär, potatis, rotfrukter, grönsaker eller frukt, dock ej frukt på träd.
4. på mark avsedd för odling av bär, potatis, rotfrukter eller sådana grönsaker som normalt är i direkt kontakt med jorden och normalt konsumeras råa, under tio månader före skörden.

Det har också nyligen förekommit förslag från Naturvårdsvärdsverket att utöka denna tid (10 månader) till 2 år.

Andra bedömningar som utgår från teoretiska beräkningar finns sedan tidigare publicerade (t.ex. Schowanek, 2004; VKM, 2009; Sternbeck m.fl., 2011a, b) och ingår inte i detta uppdrag. Nedan nämns ytterligare aspekter som beaktas vid de tre frågeställningarna.

Mark för energiskog antas kunna återställas till åkermark och bör därför omfattas av samma regelverk som åkermark. Alltså omfattas energiskog av de värden vi beräknar här.



### 3.1.1 Skyddsobjekt

Skyddsobjekten som hanteras i modellen är

- Marklevande organismer
- Människor via intag av grödor
- Ytvatten

Även vilda fåglar och djur kan genom födointag exponeras från jordbruksmarken. Fåglar som är knutna till jordbrukslandskapet kan exponeras genom t.ex. om de är fröätare eller om det äter daggmask. Flertalet arter visats dock en mindre andel av sin tid på åkermark, och det gäller i ännu högre grad för flertalet däggdjur. De risker som slamanvändning innebär för fåglar som äter daggmask bedömdes av Sternbeck m fl (2011a) för DEHP, nonylfenol, LAS, naftalen och PCB. Genomgående var riskerna låga och human hälsa eller marklevande organismer innebar alltid hårdare krav på slamkvalitén, dvs fåglar var aldrig styrande för riskbedömningen. Överlag var det svårt att finna toxikologiska data för fåglar. Av dessa skäl har inte fåglar eller vilda djur ingått i denna bedömning.

#### Marklevande organismer

Marklevande organismer avser växter, evertebrater och bakterier som naturligt förekommer i mark.

#### Människa, intag via gröda

Människors intag av föroreningar från jordbruksmarken har tidigare visats främst härröra från grödor och endast i mindre utsträckning från animaliska produkter (t.ex. VKM, 2009). I rådande svenskt regelverk är dessutom slam inte tillåtet att användas vid betesmarker och endast efter en viss karenstid för odling av foder. Vid värdering av human exponering via grödor ska man också hålla i åtanke att alla livsmedel från jordbruket inte kan odlas med slam som fosforgiva. Total mängd fosfor i slam är ca 6000 ton/år, vilket skulle räcka till ca 270 000 ha odlingsmark. Total åkermark i Sverige är ca 2 600 000 ha, varav ungefär hälften används för spannmål (SCB, 2011).

Intagsberäkningar som är baserade på mätningar i olika grupper av livsmedel kan vara tämligen detaljerade (t.ex. Livsmedelsverket, 2012a). Vid modellberäkning av framtida scenarier krävs bl.a. att man kan bedöma hur halten i livsmedel påverkas av förändrade halter i jord. Detta hanteras med s.k. BCF-värden<sup>1</sup> (se avsnitt 6.1.2) som sällan finns tillgängliga för särskilt många grödor. Det blir därför nödvändigt att förenkla scenarierna. Human exponering för livsmedel från jordbruket beskrivs därför med rotfrukter och spannmål. Dessa är de vo-

---

<sup>1</sup> BCF – biokoncentrationsfaktor beskriver förhållandet mellan halten i växten och halten i jorden.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

lymmässigt största jordbrukslivsmedlen och har en dominerande betydelse för människors intag av t.ex. kadmium (Sand och Becker, 2012).

För många av de ämnen som utreds i denna rapport sker mänsklig exponering också från många andra källor, t.ex. fisk (kviksilver, PCB, dioxiner), rökning (kadmium, PAH), skaldjur (kadmium), samt luft och damm i inomhusmiljön. Acceptansen för intaget av föroreningar via jordbruksprodukter bör därför ligga lägre än det toxikologiskt baserade gränsvärdet, även om detta är fastslaget med säkerhetsmarginaler. Förhållandet mellan dagens totala exponering och det toxikologiska gränsvärdet varierar stort mellan olika föroreningar, och bidraget från jordbruket till denna exponering varierar också.

Det är därför omöjligt att sätta en relevant säkerhetsmarginal som gäller för alla ämnen som utreds i denna rapport. Därför har vi valt att diskutera lämplig säkerhetsmarginal efter jämförelsen av lågrisknivåer mot rådande halter, under beaktande av hur stor exponering som sker från andra källor.

### Ytvatten

WSP har sökt efter referenser som beskriver en metodik för att beräkna spridning av ämnen från slambehandlad åkermark till ytvattenrecipienter. De riskbedömningar som görs på oönskade ämnen i slam omfattar dock oftast endast beräkningar av halter i jord enligt metodik i TGD (EC, 2003), EUSES eller motsvarande (Reiss et al., 2008; HERA, 2004a and 2004b; Jensen et al., 2007). Schowanek et al. (2004) hänvisar till ett antal modeller som beskriver ämnestransport via ytavrinning från åkermark, däribland PRZM som bland annat används i riskbedömningar av växtskyddsmedel. Det påpekas dock att de modeller som finns inte är utvecklade för att ta hänsyn till att ämnena tillförs åkermarken via slam.

VKM (2009) använde modellverktygen MACRO och PRZM för att beräkna spridning till ytvatten via dränage respektive ytavrinning under norska förhållanden. Man antog en utspädningsfaktor på 10 av halter i ytavrinnings- och dränagevatten till recipient. Resultaten från simuleringarna är inte validerade mot uppmätta halter i fält, vilket ska beaktas vid tolkning av riskbedömningen. Spridningsscenarier i MACRO och PRZM används även vid riskbedömningar av växtskyddsmedel i EU och på nationell nivå i bland annat Sverige. Scenarierna ska motsvara rimliga värstafalls-antaganden för spridning av pesticider till vattendrag via dränage och ytavrinning. Det saknas dock utvärderingar av hur uppmätta halter i fält stämmer överens med simulerade resultat för svenska förhållanden. En nyligen publicerad studie av Knäbel et al. (2012) belyser stora avvikelser och variation mellan uppmätta halter i fält och simulerade ytvattenhalter från MACRO och PRZM.

Enligt vår vetenskap saknas validerade modeller som med tillförlitlig precision beskriver ämnestransport från åker till ytvatten vid slam användning på åkermark under svenska förhållanden. Mot bakgrund av detta anser vi det i nuläget lämpligt att använda en förenklad metod för bedömning av risker för vattenlevande organismer. Bedömningen av ytvattenexponering utgår i denna rapport ifrån en beräknad porvattenkoncentration baserad på beräknade halter i jord efter tillförsel och ämnesspecifika fördelningskonstanter. En utspädningsfaktor på 10

mellan porvatten och ytvattenrecipienten har antagits i enlighet med hur man inom EU i ett första steg bedömer risk för ytvattenlevande organismer vid spridning av stallgödsel innehållande insekticider (OECD, 2006). För att beräkna en högsta halt i slam som inte medför oacceptabla effekter för vattenlevande organismer beräknas först den högsta halt i jord ( $C_j^{yv}$ , mg/kg ts) som enligt jämviktsberäkning och efter en 10-faldig spädning ( $D_{yv}$ ) ger upphov till vattenhalter motsvarande  $PNEC_{yv}$ :

$$C_j^{yv} = PNEC_{yv} \times K_D \times D_{yv}.$$

En invändning kan vara för sådana situationer där partikelbunden spridning via ytavrinning är så stor att den påverkar halten i ytvatten. Vid jordar som lämpar sig för odling av jordbruksprodukter är sådan spridning normalt en kortvarig process. I avsaknad av lämplig metodik kan ytavrinning inte beaktas i modellen.

### Boskap

Med boskap avses betande djur såsom nötkreatur och får. Sådana djur har avsevärt kortare livslängd än människa och torde indirekt erhålla tillräckligt skydd genom att människa skyddas. För närvarande får slam inte användas på betesmark.

### 3.1.2 Elimineringsprocesser

I den konceptuella modellen är matjorden det centrala föroreningsförrådet. Föroreningssituationen i matjorden beskrivs med en massbalansmodell av tillförsel och elimineringsprocesser. I sin grundform kan modellen beskrivas som:

$$\frac{dc_j}{dx} = M - k \times c_j$$

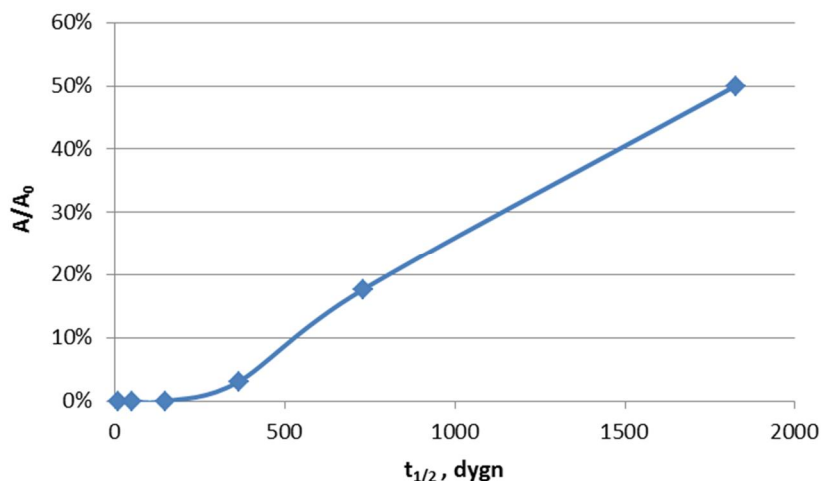
där  $M$  är tillförselprocesser, dvs slamgiva vart 5:e år och för vissa ämnen även atmosfärisk deposition.  $k$  representerar summan av de processer som eliminerar föroreningen från matjorden, dvs nedbrytning, skörd efter upptag i växter samt utlakning.

Ämnen som endast långsamt elimineras via någon av de nämnda processerna kan upplagras i matjorden efter upprepade givor. I tidigare studier av organiska föroreningar, både modellberäkningar och fältstudier, har nedbrytning varit den dominerande processen. I detta arbete kvantifieras  $k$ -värden för samtliga processer. Den totala elimineringen beräknas som summan av de olika  $k$ -värdena.

I Figur 1 illustreras upplagringens påverkan av den totala elimineringen, dvs det summerade  $k$ -värdet. I figuren har  $k$ -värdet omräknats till halveringstid enligt:

$$t_{1/2} = \ln(2) / k_{tot}.$$

Figuren visar hur stor andel som kvarstår i matjorden efter fem år, dvs den period som är bruklig för slamgivor i Sverige. I exponeringsmodellen och riskbedömningen beräknas exponering efter 100 år för alla ämnen med ett summerat  $k$ -värde som motsvarar en halveringstid större än 400 dygn (se avsnitt 3.1.4).



Figur 1. Illustration av hur potentialen för ett ämnes upplagring i jord relaterar till ämnets totala halveringstiden i jord. Den senare beror på eliminering via nedbrytning, skördeuttag och utlakning.

Matjordens halt av organiskt kol (TOC) och dess torra bulkdensitet representeras av medianhalten i svenska mineraljordar, dvs TOC är 2,6 % och torr bulkdensitet är  $1,35 \text{ kg dm}^{-3}$  (Eriksson m.fl., 2010). På motsvarande sätt används medianvärdet av pH som är ca 6,3 (Eriksson m.fl., 2010).

### Nedbrytning

Kvantifiering av nedbrytningsprocesser beskrivs i kapitel 6.1.3

### Bortförel med skörd

Uttaget av förorening med skörd av gröda beror på upptaget i respektive gröda samt den arealspecifika skörden av densamma:

$$k = \frac{S_n \times BCF_n}{z \times \rho_b}$$

$S_n$  är normskörd (SCB, 2011),  $BCF_n$  är biokoncentrationsfaktorn,  $z$  är matjordens djup och  $\rho_b$  är jordens torra bulkdensitet. På ett enskilt fält kan detta beräknas utifrån den aktuella växtrotationen. Detta synsätt är inte möjligt att tillämpa i detta uppdrag, där en mer "generell" bild av Sveriges åkermark ska bedömas. Av Sveriges totala åkermarksareal används knappt 40%

till spannmål, ca 47% till vall och grönfoder, potatis ca 1% och oljeväxter ca 4% (SCB 2011).

Det växtslag där både stallgödsel och slam kan användas och som utgör störst andel av arealen är spannmål. Därför har endast skördeuttag med spannmål beaktats i massbalansen. Rotfrukter används dock vid beräkning av human exponering.

### Utlakning

Eliminering från matjord via utlakning till yt- och grundvatten beräknas enligt följande:

$$k = \frac{Q \times 1000}{z \times \rho_b \times K_d}$$

där  $Q$  är infiltrationen (0,2 m/år; Brandt m fl. 1994),  $z$  är matjordens djup (0,2 m),  $\rho_b$  är torr bulkdensitet (se ovan) och  $K_d$  är sorptionskonstanten (kapitel 6.1.1). Även utlakningen kommer i praktiken variera markant mellan olika regioner, beroende på skillnader i nederbörd, markegenskaper och topografi. Kunskapen om utlakning av kemiska ämnen från åkermark saknar nästan helt empiriskt underlag i Sverige och ovanstående generella modell är en relativt standardmässig enkel beskrivning.

### 3.1.3 Beräkning av kritisk halt i jord

Exponeringstider och betydelse av eventuell karenstid skiljer sig mellan marklevande organismer och human exponering via gröda. Därför beräknas den kritiska halten i jord separat för dessa två skyddsobjekt. För marklevande uttrycks det som  $PNEC^2$  i jord (se avsnitt 6.1.4).


För human exponering beräknas den halt i jord som innebär att intaget via rotfrukter och spannmål inte överskrider det toxikologiskt baserade gränsvärdet ( $TDI$ , avsnitt 6.1.6). Halten i gröda relateras till halten i jord med en biokoncentrationsfaktor ( $BCF$ , avsnitt 6.1.2). Kritisk halt i jord ( $C_j^{human}$ ) beräknas som:

$$C_j^{human} = TDI / \sum_{n=A}^B (BCF_n \times I_n).$$

$I$  är intaget av respektive gröda A och B. Därefter kan  $C_j^{human}$ ,  $BCF$  och  $I$  användas för att beräkna acceptabel halt i varje enskilt livsmedel.

Det genomsnittliga intaget av potatis, morot och spannmål som används i beräkningarna presenteras i Tabell 3. Det saknas lättillgängliga uppgifter om 95-percentilen av halter i spannmål. 95-percentilen av intaget av potatis som redovisas för vuxna i Riksmaten 2010-2011 (272 g/dag; Livsmedelsverket, 2012b) motsvarar i stort sett dubbla medelintaget av potatis som används av Livsmedelsverket (2012a) i exponeringsanalysen av metaller 2012 (125

<sup>2</sup> PNEC – Predicted no effect concentration

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

g/dag). Därför antas det att samma förhållanden även gäller för intag av spannmål och dubbla medelvärdet används som approximativt värde på 95-percentilen.

Tabell 3. Genomsnittliga intaget av potatis, övriga rotfrukter och spannmål som används i beräkningarna. Antagen kroppsvikt är 67 kg.

Gröda	Intag (kg fv/kg bw, d)	Referens
Potatis	0,0041	95-perc potatis från Riksmaten 2011
Övriga rotfrukter	0,0012	95-perc övriga rotfrukter från Riksmaten 2011
Spannmål	0,0069	Dubbla medelvärdet från Matkorgen 2010; approximativt värde på 95-percentilen.

### 3.1.4 Lågrisknivåer och riskkaraktärisering

Den högsta föroreningshalt i en fosforgiva som kan tillföras matjorden utan att medföra oacceptabla risker för de olika skyddsobjekten benämns i rapporten lågrisknivåer, LRN. Med oacceptabel risk avses för miljö att PEC är högre än PNEC, och för hälsa att det summerade intaget överskrider TDI. För ämnen där detta inte inträffar benämns utfallet som "låg risk" i denna rapport.

Lågrisknivåer beräknas utifrån de beräknade kritiska halterna i jord (se avsnitt 3.1.3) och med antagande om en giva av 22 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>. Till följd av elimineringsprocesserna kan halterna i jord minska mer eller mindre snabbt efter en giva. Därför används inte den initiala halten som uppstår i jord efter en fosforgiva, utan istället medelhalten under en viss period. I enlighet med ECHA (2010) beräknas de lågrisknivåer i fosforgivorna som motsvarar en medelhalt i jorden under 30 dygn (ekosystem) eller 180 dygn (människa via gröda).

Under denna utredning har det inte funnits information om hur en framtida förordning utformas avseende karenstid. För människa ansätts därför en karenstid om 10 månader (SNFS 1994:2 plus ändringar), och i avsnitt 8.2 diskuteras hur hälsoriskbedömningen hade skilt sig om ingen karenstid för odling av grödor för human konsumtion förelåg. Ämnen som endast långsamt elimineras från matjorden kan anrikas efter upprepade givor (se avsnitt 3.1.2) och därför beräknas LRN-nivåerna efter en tänkt tillförsel till matjorden vart femte år under 100 år. Beräkningsmetodiken presenteras utförligare i Sternbeck m.fl. (2011a) för organiska ämnen och i Sternbeck m fl (2011b) för metaller.

För vissa ämnen sker storskalig deposition från atmosfären vilket är en föroreningskälla till jordbruksmark. Vid beräkning av LRN för fosforfraktioner bör således denna källa beaktas, eftersom den potentiellt minskar "utrymmet" för föroreningar i jord, d.v.s. ökar risken för

effekter av tillförseln via slam. För flertalet av metallerna är dessa flöden väl kvantifierade i Sverige och dessa data ingår därför i beräkningarna av LRN (se avsnitt 6.1.7). Deposition av de organiska ämnen som utreds i denna rapport är dock mindre väl känt. För några av dessa ämnen finns begränsade mätdata. Därför saknas kunskap om dess variation i tid och rum. Istället för att inkludera dessa depositiondata i LRN-beräkningarna har vi valt att schablonmässigt sänka LRN-värdena för dessa ämnen (se avsnitt 6.1.7) med en faktor fem. Eftersom en beräknad slamgiva tillför lika mycket eller mer än det uppmätta nedfallet bedöms detta som en fullt tillräcklig kompensation.

Av de tre LRN-nivåer som beräknas per ämne blir den lägsta styrande (SLRN, styrande lågrisknivå). I riskkaraktiseringen, som avser att dimensionera problemets storlek, jämförs dessa tre LRN-värden med rådande halter och riskkvoter beräknas på basis av SLRN. Rådande föroreningshalter i olika fosforrika avlopp- eller avfallsfraktioner såsom slam, stallgödsel och olika rötresters beskrivs i WSP (2011a). Datatillgången är sparsam för alla fraktioner utom för slam. Metalldata finns dock i något större omfattning än för organiska ämnen. Av dessa skäl illustreras problemets storlek i riskkaraktisering huvudsakligen med slamdata. Detta ska alltså inte tolkas som att slam är den enda "fosforfraktion" som skulle kunna innebära risker för hälsa eller miljö.

Vid riskkaraktisering jämförs LRN mot medelhalt och 90-percentil i slam. För de ämnen där dataunderlaget bedöms som omfattande har aritmetiskt medelvärde använts. Detta gäller metaller, PAH, PCB och nonylfenol. Dessa halter kommer från reningsverkens egenkontroll. Medelhalterna härrör från SCBs redovisning av egenkontrolldata (SCB, 2010). 90-percentiler för metaller har sammanställts från ett utdrag ur SMP (Svenska Miljörapporteringsportalen). Detta utdrag omfattade ca 125 avloppsreningsverk (ca 50 för silver). Detta underlag är mer begränsat än SCBs data, men medelhalterna stämmer relativt väl överens varför det bedöms att även 90-percentilerna är relativt representativa.

För merparten av de organiska föroreningarna kommer haltdata från Naturvårdsverkets screeningdatabas. Dataunderlaget är för många av dessa ämnen mer begränsat och förekomst av avvikande extremvärden leder ofta till mycket hög haltvariation. För dessa ämnen har geometriska medelvärden använts (se Sternbeck och Österås, 2010). 90-percentiler för dessa ämnen har skattats genom beräkning från geometriska medelvärden och geometriska standardavvikelse, antaget en lognormal fördelning.



Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## 4. Metodik för skogsmark

I normal fastmark med skog är behovet av fosfortillförsel genom gödning generellt sett lågt. Det som begränsar tillväxten i dessa områden är istället kväve. I torvmarker är fosforbehovet däremot större och ofta begränsande för tillväxten av skogen medan det vanligen råder överskott på kväve i dessa marker (Skogsskötselserien, 2009).

I dagsläget används slam som gödningsmedel i skog främst i försök- och utvecklingsyfte. Skogsstyrelsen rapporterar dock om ett ökande intresse för användning av slam som skogsgödning i stor skala, vilket bland annat märks genom ett ökat antal samrådsärenden som anmäls till Skogsstyrelsen enligt kapitel 12, § 6 i miljöbalken (Skogsstyrelsen, 2010).

För närvarande finns inget regelverk avseende slamspridning i skogsmark. Skogsstyrelsens allmänna råd om kvävegödning av skogsmark anger riktlinjer för hur stora kvävegivor under en skogsgeneration som är lämpliga i olika delar av landet. Givorna varierar från 0 till 450 kg/ha. Övriga begränsande rekommendationer är att kvävegivan ska vara max 200 kg/ha vid ett enskilt tillfälle och att gödsel ska ske vid ett intervall om minst 8 år (Skogsstyrelsen, 2007). Dessa rekommendationer avser användning av mineralgödsel och är inte helt överförbara till slamgödning. Forskare inom området uppskattar att vid gödsling med slam i granulatform tillsätts kvävet till ca 85 % i organiskt bunden form och endast ca 15 % som direkt-tillgängligt ammoniumkväve (Sahlén m fl., 2011).

Frisättningen av kväve från pellets sker således under lång tid varför slamgödning kan betraktas som "förrådsgödning". Detta medger att hela kvävegivan för en skogsgeneration kan ske vid ett tillfälle under en skogligns omloppstid om 80-100 år. Baserat på skogsstyrelsens rekommendationer om kvävebehov och en kvävehalt om 4-4,5 % av TS blir den maximala slamgivan ca 10 ton TS/ha vid ett tillfälle (SCB, 2012; Sahlén m fl., 2011). Det ska tilläggas att Skogsstyrelsen inte i dagsläget förespråkar förrådsgödning med slam. Ett alternativ till förrådsgödning skulle vara att dela upp givan i flera givor. I beräkningarna har vi dock utgått ifrån förrådsgödning eftersom det motsvarar ett rimligt värsta falls scenario och är konservativt ur exponeringssynpunkt.

Slamtillförseln i beräkningen ovan utgår utifrån skogens kvävebehov. Slamgivan leder dock till en överskottstillförsel och ett icke resurseffektivt nyttjande av fosfor i slam, vilket kan ifrågasättas ur miljö- och hållbarhetsperspektiv. Ett sätt att dryga ut slammet och samtidigt få bättre kväve/fosforbalans är kväveberikning med industriella kväverika restprodukter såsom ureafettsyraester och ammoniumsulfat. Genom detta förfarande minskar även den totala belastningen av oönskade organiska ämnen och metaller från slammet eftersom en mindre mängd slam per yta behövs. Om man använder kväveberikat slam kan den maximala slamgivan bli ca 4 ton TS/ha (Sahlén m fl., 2011). Kväveberikning av slam är dock inte i allmänt bruk utan ännu på försöksstadiet varför den lägre givan inte kan antas representativ.

För skog på torvmark med större behov av tillförsel av fosfor skulle slamgivan behöva baseras på icke kväveberikat slam för att inte leda till ett kraftigt överskott av kväve. Fosforbehovet i torvmark är ca 40 kg/ha (Skogsskötselserien, 2009). Detta motsvarar en slamgiva på ca



Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

1,5 ton TS/ha om man antar en fosforhalt på 2,8 % i slam. Riskbedömningen för skogsmark utgår därför ifrån den ovan angivna slamgivan på 10 ton TS/ha vid ett tillfälle per omloppstid, eftersom den är högre.

Vad gäller spridning av andra fosforrika fraktioner till skogsmark kan nämnas att spridning av till exempel stallgödsel i dagsläget förekommer sparsamt, och i de flesta fall i kvittblivningssyfte (Skogsstyrelsen 2012 personlig kommunikation). I det följande diskuteras gödsling av skog med avseende på slamspridning.

#### 4.1 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt beaktas i bedömningen av skogsmark:

- Marklevande organismer
- Ytvattenrecipienter

Dessa skyddsobjekt riskbedöms på samma sätt som för jordbruksmark. Därutöver bedöms också risken för långsiktig förorening av skogsmark. Hälsoeffekter har inte bedömts eftersom en mycket liten del av intaget av frukt och grönsaker kommer från skogen, och det dessutom saknas validerade metoder för att skatta upptag i t.ex. bär och svamp från denna typ av gödsling. Det bör dock ses som en osäkerhet att upptag i t.ex. svamp och bär och efterföljande exponering för människor och vilda djur inte kunnat hanteras.

##### 4.1.1 Marklevande organismer

Lågrisknivåer avseende marklevande organismer motsvarar den ämnestillförsel som ger upphov till ett 30-dagars medelvärde för PEC jord som är lika med PNEC i jord (se avsnitt 6.1.4).

Vid beräkning av halt i jord förutsätts en homogen inblandning i humusskiktet med ett djup av 0,1 m ([www-markinfo.slu.se](http://www-markinfo.slu.se)). Volymvikten på humus har antagits vara 0,16 g/cm<sup>3</sup> (Nilsson och Lundin, 2006). Man kan ha invändningar mot att anta homogen inblandning i humusskiktet eftersom granulatspridningen troligtvis kommer ge upphov till fläckvis högre halter av föroreningar där granulatet legat under dess nedbrytning och att halterna troligtvis kommer att avta i en gradient med ökande djup i humuslagret. Det senare kommer dock på längre sikt motverkas av en kontinuerlig pålagring av förna.

Sammantagna elimineringskonstanten (*k*-värdet) beskriver för beräkningar i skogsmark utlakning och nedbrytning. Konstanten för utlakning (avsnitt 3.1.2 utlakning) har justerats avseende *K<sub>d</sub>* (se avsnitt 6.1.1) och dimensioner (densitet: 0,16 g/cm<sup>3</sup> och djup 0,1 m) för humuslager.

Upptag i växter ingår inte som elimineringsväg vilket utgör en felkälla och påverkar riskkarakteriseringen i konservativ riktning.

På grund av en pågående tillförsel av humusuppbyggnad med nedfallande organiskt material som innehåller metaller dels från atmosfärsdeposition och dels från upptag via växter, är det svårt att sätta upp en massbalans för långsiktig förändring av metallhalter i skogsmark. En

förenklad modell som endast inkluderar utlakning av den mängd som tillförs via givan har här valts för att beskriva kvarvarande mängd efter åttio år. Beräkningar av långsiktiga haltförändringar på grund av metalltillförsel via slam i skog inkluderar således inte atmosfärsdeposition.

#### 4.1.2 Ytvattenrecipienter

Lågrisknivåer avseende vattenlevande organismer motsvarar den ämnestillförsel som innebär att beräknade halter i ytvatten inte överskrider  $PNEC_{yv}$ . Halten i ytvatten baseras på ett 30-dagars medelvärde för PEC jord.

Spridning till ytvatten har beräknats med antagande om jämviktsfördelning mellan jord och porvatten och att vattenhalter i recipienten motsvarar en 10-faldig utspädning ( $D_{yv}$ ) av porvattenhalter (se avsnitt 3.1.1). Kritisk halt i jord som ger en vattenhalt motsvarande  $PNEC$  ytvatten beräknas enligt samma ekvation som för åkermark:

$$C_j^{yv} = PNEC_{yv} \times K_D \times D_{yv}.$$

Ämnesspecifika fördelningskonstanter ( $K_d$ ) och elimineringskonstanter har justerats enligt samma antaganden som beskrivs i avsnitt 6.1.1.

## 5. Metodik för växtetableringsskikt

Med växtetableringsskikt avses i detta fall markåterställning i allmänna eller industriella områden för att etablera grönytor. Slam eller motsvarande näringsrikt avfall inblandas vid ett tillfälle i markens ytskikt (ca 10 cm). Alternativt används anläggningsjord med inblandat näringsrikt avfall som tillförs markytan i ett skikt av 10 cm. Syftet är i båda fallen att uppnå en bra näringsbalans för växter.

Som grönytor avses parkmark, idrottsmark, golfbanor, bullervallar och liknande användningsområden inom områden som ej ingår i primärt vattenskyddsområde. Användning av slam och andra avfall som jordförbättringsmedel för privat bruk i trädgårdar förutsätts regleras på annat sätt. Detta kapitel avser inte heller sådan användning av anläggningsjord som inte primärt syftar till att skapa goda förutsättningar för växtlighet, t.ex. vid utfyllnader.

### 5.1 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt beaktas i bedömningen av etableringsskikt:

- Marklevande organismer
- Människor via intag av jord
- Ytvattenrecipienter

Intag av jord avser intag via munnen direkt genom att jord tas in i munnen eller jordiga fingrar stoppas i munnen eller att damm fastnar i mun och svalg. Intag via grödor har ej beaktats eftersom ett växtetableringsskikt i nämnda tillämpningar inte syftar till att odla frukt och grönsaker.

#### 5.1.1 Marklevande organismer

Marklevande organismer avser liksom för åkermark växter, evertebrater och bakterier som naturligt förekommer i mark. För flertalet ämnen saknas dock toxicitetsdata för bakterier.

Eftersom växtetableringsskiktet är avsett för växtetablering så bör skyddsnivån för marklevande organismer vara hög och motsvara samma nivå som scenariot känslig markanvändning (KM) för förorenade områden (Naturvårdsverket, 2009). Detta innebär ett skydd av minst 75 % av arterna i markmiljön. Skyddsnivån kan i vissa sammanhang förefalla låg men är den standard som gäller för KM enligt Naturvårdsverkets riktlinjer. Som kritisk halt i jord för skydd av marklevande organismer används därför i första hand dessa framtagna effektnivåer. För de utvalda ämnena finns sådana effektnivåer framtagna för flertalet metaller, PCB, PAH och dioxiner.

För merparten av de aktuella organiska ämnena saknas effektnivåer för 75 % skydd av arterna, ofta beroende på att det toxikologiska underlaget är för litet. För dessa ämnen används istället samma effektnivåer som för jordbruksmark som oftast utgår ifrån lägsta observerad effektnivå med en lämplig osäkerhetsfaktor beroende på datakvalitet (PNEC i jord, se avsnitt 6.1.4).

### 5.1.2 Hälsa via intag av jord

För human exponering beräknas den halt i jord som innebär att intaget av jord inte överskrider det toxikologiskt baserade referensvärdet (*TDI*, avsnitt 6.1.6). För att täcka in olika typer av markanvändningar med olika exponeringsförutsättningar beräknas denna halt för de generella scenarierna för förorenade områden d.v.s. känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Eftersom barn har ett större jordintag per kroppsvikt än vuxna utförs beräkningen för barn. Exponeringsförutsättningarna redovisas i Tabell 4. Det viktbaseade genomsnittliga dagliga intaget,  $I_j$ , beräknas som:

$$I_j = JI \times t/365 \times m.$$

Där  $JI$  är det dagliga jordintaget [mg jord/ d],  $t$  är antal dygn/tillfällen som exponeringen sker [d/ år] och  $m$  kroppsvikten [kg].

Tabell 4. Exponeringsparametrar för beräkning av exponering via direktintag av jord för barn. Värdena härrör från Naturvårdsverket (2009). KM: Känslig markanvändning; MKM: mindre känslig markanvändning.

Parameter barn	KM	MKM	Enhet
Dagligt jordintag, $JI$	120	80	mg/d
Antal dygn/tillfällen som exponering sker, $t$	365	60	d/år
Kroppsvikt, $m$	15	15	kg
Viktbasead daglig exponering, $I_j$	8	0,88	mg jord/kg, d

Halten i jord för skydd av människor exponerade via intag av jord,  $C_j$ , beräknas som:

$$C_j^{barn} = TDI/I_j.$$

Där  $TDI$  är det toxikologiska referensvärdet [mg/ kg kroppsvikt, d] och  $I_j$  är det viktbaseade genomsnittliga dagliga intaget av jord [mg jord/kg kroppsvikt, d]. All förorening i jorden antas vara biotillgänglig och samtliga ämnen förutsätts vara icke genotoxiska.

### 5.1.3 Ytvatten

Liksom för åkermark beaktas spridning till och skydd av det akvatiska livet i ytvattenrecipienter, men utspädningen i recipienten antas vara större eftersom ett växtetableringsskikt normalt inte omfattar lika stora arealer som åkermark. Istället antas utspädningen i recipienten motsvara den generella utspädningen som används för förorenade områden, d.v.s. 4000 gånger utspädning mellan porvatten och ytvatten (Naturvårdsverket, 2009). Detta motsvarar en grönarea av 2 500 m<sup>2</sup> med en grundvattenbildning på 100 mm/år och en sjö med volym av 1 Mm<sup>3</sup> och en omsättningstid på 1 år.

Kritisk halt i jord för skydd av ytvatten beräknas som:

$$C_j^{yv} = PNEC_{yv} \times K_D \times D_{yv}.$$

Där  $PNEC_{yv}$  är haltkriterium för skydd av ytvatten [mg/l],  $D_{yv}$  är utspädningsfaktorn mellan porvatten och ytvatten [4000 gånger] och  $K_D$  är sorptionkoefficienten mellan porvatten och jord [l/kg]. Samma haltkriterium används för skydd av ytvatten som för åkermark (se bilaga 1), med undantag av för metaller, dioxiner och PCB-7 där haltkriterier enligt Naturvårdsverket (2009) för förorenade områden istället används. Dessa haltkriterier är baserade på bakgrundhalter i svenska vattendrag. Samma  $K_d$ -värden används som för åkermark, se avsnitt 6.1.1 och bilaga 1.

## 6. Underlag

### 6.1 Ämnesparametrar

För att genomföra beräkningarna krävs värden på följande ämnesspecifika parametrar:

- Sorptionskonstanter för jord:  $K_D$  eller  $K_{OC}$
- Biokoncentrationsfaktorer för spannmål och rotfrukter
- Nedbrytningshastighet i jord
- Toxicitet för marklevande organismer
- Toxicitet för människa
- Atmosfärsdeposition

En betydande del av uppdraget har därför ägnats åt insamling, granskning och urval av dessa parametrar. Valda värden återges i bilaga 1 och i det följande beskrivs principer för urvalet. Där så är motiverat ges också kommentarer till valet för enskilda ämnen.

Utgångspunkten har varit att välja empiriskt baserade värden där sådana föreligger, och i andra hand använda modellberäknade värden. Värden på parametrar såsom växtupptagsfaktorer eller nedbrytning skiljer sig mellan olika studier, vilket är naturligt om man beaktar variationen i alla yttre miljöfaktorer såsom jordart, nederbörd, klimat, mikrobiologi och grödor. I de fall flera olika värden på samma parameter föreligger har rimligt konservativa värden använts i beräkningarna.

#### 6.1.1 Sorption

Sorptionskonstanter har valts utifrån experimentella data och i första hand har värden från utvärderingar utförda av myndigheter valts. I andra hand har värden tagits från öppen vetenskaplig litteratur. För de flesta organiska ämnen har  $K_d$  beräknats från tillgängliga värden på  $K_{OC}$  med en halt organiskt kol ( $f_{oc}$ ) i jordbruksmark om 2,6 % enligt:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

Kolhalten varierar förstås i svensk matjord. Ur riskperspektiv är det mest känsligt med lägre kolhalter eftersom det skulle innebära lägre sorption och större utlakning. I svensk åkermark är 5-percentilen för TOC 1,3% (Eriksson m fl., 2010), vilket innebär att den möjliga riskunderskattningen för enskilda åkrar är liten, ca en faktor 2.

För beräkningar avseende skogsmark har  $K_d$  för organiska ämnen justerats för en högre halt organiskt kol i humusskiktet. Nilsson och Lundin (2006) anger ett medelvärde av 36 % organiskt kol i humuslagret i svenska podsoljordar. Det är troligt att en betydande del av det organiska kolet i humus består av ofullständigt nedbruten förna och att halten organiskt kol tillgängligt för sorption av ämnen är lägre än medelhalten. I beräkningarna har vi antagit en halt organiskt kol på 24 % i humuslagret, vilket är en standardavvikelse (12 procentenheter) lägre än medelhalten.

$K_d$ -värden för metaller kan inte beräknas *a priori*. I Sverige förefaller mätningar av  $K_D$  i jordbruksmark och skogsmark saknas. Inom denna utredning har flera källor utvärderats och dessa värden återges i bilaga 1. De schablonvärden som används inom arbetet med förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009) är konservativt valda för att inte underskatta utlakning. Bedömningen är att dessa värden i många fall är orepresentativt låga för matjorden i svensk åkermark. USEPA (2005) har också gjort en omfattande sammanställning av  $K_d$ -värden i bl.a. jord. Här finns uppgifter om variation och statistisk spridning och medelvärdena återges i bilaga 1. Slutligen har svenska forskare jämfört olika semiempiriska modeller för att skatta  $K_d$  i ytlig jord, och hur dessa värden beror av bl.a. pH och halten organiskt kol i jorden (Naturvårdsverket, 2007). Man rekommenderade en modell som framtagits av Sauvé m fl (2000). Utifrån medianvärden för matjorden i svensk åkermark (Eriksson m fl 2010) har  $K_d$ -värden beräknats för kadmium, koppar, nickel, bly och zink. Dessa värden sammanfaller relativt väl med de från USEPA men är genomgående högre än de från Naturvårdsverket (2009).

Eftersom Sauvé's metod är rekommenderad i tidigare utvärdering och dessutom kan anpassas för svenska markförhållanden har dessa värden valts. För de metaller där sådana saknas har medelvärden från USEPA valts. Valda värden framgår av bilaga 1.

För bedömning av långsiktiga relativa förändringar av metallhalter i skogsmark har bedömningarna utgått ifrån inblandning i humusskiktet och mår har valts som representativ humustyp.  $K_d$  värden för kadmium, koppar, nickel, bly och zink har därför valts från experimentella data från organisk jord med ett lågt pH (4,4) och hög halt organiskt kol (ca 50 %) (Sauvé mfl 2001).

### 6.1.2 Biokoncentrationsfaktorer

Biokoncentrationsfaktorer används för att beräkna hur halter i gröda förhåller sig till halt i jord. I rapporten benämns dessa värden BCF:

$$BCF = \frac{C_v}{C_j}$$

där  $C_v$  är halt i respektive växtedel (mg/kg färskvikt) och  $C_j$  är halt i jord (mg/kg ts).  $BCF$  erhåller därmed enheten "kg ts/kg fv". I litteraturen förekommer även andra termer för denna faktor, t.ex. *BSAF*. I bilaga 1 redovisas de  $BCF$  värden som används i denna utredning.

Det finns olika modeller som kan användas för att skatta  $BCF$ -värden för olika ämnen och växter. Traditionellt är sådana modeller för organiska ämnen ofta baserade på  $K_{ow}$ . Resultat från beräkningarna med olika modeller skiljer sig ofta åt och i vissa fall har modeller kunnat valideras med mätningar (t.ex. Trapp, 2002).  $K_{ow}$  är inte alltid en lämplig utgångspunkt för mer polära ämnen. Utgångspunkten i detta arbete har varit att i första hand använda empiriska värden på  $BCF$ , när sådana är tillgängliga för representativa grödor. Som representativa grödor och växtdelar för skörd avses rotfrukter från potatis eller morot samt spannmål.



För organiska ämnen med en halveringstid i jord större än ca 40 dagar har empiriska data sökts i den öppna litteraturen. Ämnen med snabb nedbrytning bedöms inte relevanta att riskbedöma för hälsa eftersom karenstiden för odling är 10 månader. Underlaget är i flertalet fall begränsat, men för en del ämnen finns BCF experimentellt framtagna eller motsvarande underlag för att beräkna BCF. Så långt som möjligt har BCF-värden valts från försök med relevanta experimentella förhållanden. För lipofila ämnen såsom myskämnerna kan sällan ackumulering i korn från sädesslag påvisas, medan för mer polära ämnen såsom TCPP och PFOS har ackumulering i korn från sädesslag påvisats. För de ämnen där empiriska data inte finns framtagna eller inte baseras på relevanta undersökningar har istället BCF för rotfrukter modellerats med Trapps modell (Trapp, 2002). För lipofila ämnen där BCF för sädesslag saknas har det antagits att ackumuleringen i skott är oväsentlig för uppskattning av exponeringen via gröda. Detta motiveras av att lipofila ämnen vanligen har mycket låg transport från rötter upp till ovanjordsdelar. I de fall som BCF i litteraturen är angivet per torrsvikt växt har en generell faktor för omvandling till färsvikt växt använts. För rotfrukter har denna faktor satts till 0,2 och för sädesslag till 0,86 (Livsmedel Sverige 2012; SCB, 2011).


För metaller finns ingen teoretisk metod att skatta BCF, utan utgångspunkten måste vara empiriska data. BCF-värdet för metaller påverkas av att metallers biotillgänglighet kan variera mellan olika jordar, med metallens ursprung (slam, stallgödsel, mineralgödsel, naturliga mineral etc) samt över tid (t.ex. McBride, 2003). För kadmium diskuterades denna fråga och möjliga metoder i samband med Kemikalieinspektionens riskbedömning av kadmium (Sternbeck m.fl., 2011).

Förhållandet mellan halt i spannmål och i jord har i Sverige visats variera inte bara med totalhalt av respektive metall, utan även med pH, lerhalt och organiskt material (Eriksson m.fl. 2010). Kvantitativa samband upprättades i denna rapport, som dock inte nödvändigtvis beskriver orsakssambanden i enskilda jordar. Total metallhalt har dock för flera metaller något större prediktiv betydelse än övriga parametrar. Vid långsiktig giva av olika gödselmedel kan olika egenskaper hos jorden förändras något. Efter längre tids upprepade slamgivor i svenska fältförsök har dock endast små eller obetydliga förändringar i pH-värdet kunnat konstateras, medan t.ex. mullhalten stigit något (Dahlin m. fl., 1997; Anderson, 2009).

Med stöd av dessa uppföljande undersökningar antar vi att längre tids gödsling med slam, stallgödsel eller andra fraktioner endast påverkar halterna av respektive metall i jorden. Enligt BCF-konceptet (se avsnitt 6.1.2) kommer då halten i gröda att förändras linjärt med ändrad halt i jord. Som en förenklad men rimlig och genomförbar metod skattas BCF för metaller utifrån medelhalter i svensk åkermark och i spannmål (matjord, Eriksson m fl 2010). För silver, kvicksilver och tenn finns bara ett litet dataset som presenteras i Naturvårdsverket (2001), och som inte är framtaget för att vara representativt för svenska förhållanden. I brist på andra data används detta.

Beräknade BCF för tre sorters spannmål visas i Tabell 6. Då vete dominerar den svenska spannmålsproduktionen har BCF för höstvetete vägts tyngre vid val av BCF för elimineringsprocessen skördeuttag.



Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

Livsmedelsverket har nyligen publicerat intagsberäkningar (Livsmedelsverket, 2012a) med haltdata i de livsmedel som konsumeras. Undersökningen bygger dock på inköpta livsmedel i butik. Kopplingen till just svenskproducerade livsmedel är därför inte tydlig. Vi bedömer därför att dessa data är mindre väl lämpade vid beräkningarna av hur olika gödselfraktioner kan påverka metallhalter i svenska grödor.

Livsmedelsverket (2012a) genomförde intagsberäkningar för metaller och i Tabell 5 visas de metaller som har lägst säkerhetsmarginal gentemot TDI eller motsvarande. Intaget representerar genomsnittet och en liten marginal till TDI kan innebära att en andel av befolkning är överexponerad. Det är välkänt att kadmiumintaget i Sverige är högt och att jordbruksprodukter är en dominerande källa för allmän exponering. Av relevans för denna utredning är också bly i potatis.

Tabell 5. Intag av metaller från livsmedel samt jämförelse med TDI (från Livsmedelsverket, 2012a). Intag och TDI i µg/kg bw/d. För bly och silver var dock uppmätta halter under rapporteringsgränsen, varför intag och källallokering troligen är överskattat.

Metall	Intag	TDI	% intag från spannmål	% intag potatis
Kadmium	0,18	0,36	39	19
Bly	0,2	0,63 <sup>A</sup>	6	14
Kvicksilver	0,037	0,23	3	2

A. Det värde på TDI för bly som Livsmedelsverket använt är egentligen inte ett formellt TDI, och överensstämmer inte med det som använts i denna utredning, taget från Naturvårdsverket (2009).

Tabell 6. Beräknade BCF-värden för olika spannmål.

Metall	BCF höstvet	BCF vårkorn	BCF havre	Valt värde	enhet
Bly					kg ts/kg fv
Kadmium	0,17	0,057	0,10	0,16	kg ts/kg fv
Koppar	0,22	0,25	0,20	0,22	kg ts/kg fv
Krom					kg ts/kg fv
Kvicksilver					kg ts/kg fv
Nickel	0,011	0,004	0,083	0,011	kg ts/kg fv
Silver					kg ts/kg fv
Tenn	0,014			0,014	kg ts/kg fv
Zink	0,36	0,44	0,44	0,40	kg ts/kg fv

### 6.1.3 Nedbrytning i jord

I första hand har data om nedbrytningshastigheter i jord valts från experimentella studier i verklig matjord eller motsvarande. För vissa mer persistenta ämnen är nedbrytningsförsök

svåra att genomföra. Här finns istället t.ex. studier där man bedömt nedbrytning genom analyser av förorenad jord, och relaterat till tidpunkten då förorening skedde. I vissa fall finns enbart modellbaserade uppskattningar, eller omräkning från nedbrytning i vattenfas. Alla data redovisas med referenser i bilaga 1.

#### 6.1.4 Toxicitet för marklevande organismer

För att beräkna en högsta tolerabel halt av i slam med avseende på toxiska effekter i marklevande organismer efter spridning används  $PNEC_{jord}$  (mg/kg ts) som kritisk halt i jord.  $PNEC_{jord}$  redovisas i bilaga 1. I de fall toxicitetsdata för marklevande organismer finns tillgängliga används dessa men för flera av ämnena saknas vetenskapligt underlag baserat på studier på terrestra arter. I dessa fall har ämnets  $PNEC_{jord}$  beräknats från toxicitetsdata för akvatiska organismer utifrån ämnets fördelningskonstant enligt:

$$PNEC_{jord} = PNEC_{akva} \times K_d$$

Enligt detta koncept antas att toxiciteten av ämnet i mark- och vattenlevande organismer är lika och att marklevande organismer exponeras för ämnet via porvatten. I de fall  $PNEC_{jord}$  baserats på ekvationen ovan har ämnesspecifika  $K_d$ -värden redovisade i **Error! Reference source not found.** använts.

$PNEC_{jord}$  beräknade enligt denna metod bör behandlas med försiktighet. En osäkerhetsfaktor är att modellen till stor del bygger på studier utförda på sedimentlevande organismer. ECHA's vägledning påpekar att det saknas forskningsunderlag som kan verifiera tillförlitligheten i modellen för jordlevande organismer, men hänvisar också till att teorin om jämviktsfördelning är den samma för de olika matriserna och att det finns studier som påvisar att metoden är tillförlitlig vid beräkningar av korttidseffekter i jord på maskar. En annan källa till osäkerhet är att metoden är avhängig att fördelningskoefficienten som valts vid beräkningarna är representativ för ämnet. Dessutom utgår metoden ifrån att organismer exponeras för ämnet i vattenfas och tar inte hänsyn till exponering för ämnen via jordpartiklar, vilket kan vara en viktig exponeringsväg för vissa grupper av organismer. För att kompensera för en eventuell ökad effekt vid exponering via intag av partiklar bör beräknade riskkvoter (PEC/PNEC) multipliceras med en faktor 10 för ämnen med  $\log K_{ow} > 5$  (EC, 2003a; ECHA, 2008 R10). Vi har för de ämnen som berörs av detta kriterium istället beräknat ett operativt  $PNEC_{jord}$  motsvarande en tiondel av beräknat PNEC enligt ekvationen ovan.

Toxicitetsdata har i första hand hämtats från riskbedömningar utförda på EU-nivå, miljömyndigheter eller annan vetenskaplig litteratur där sammanställningar och beräkningar av  $PNEC_{jord}$  eller  $PNEC_{akva}$  gjorts. För dessa data har säkerhetsfaktorer beroende på dataunderlagets kvalitet används enligt TGD (EC, 2003). För metaller har  $PNEC_{jord}$  hämtats från Naturvårdsverkets handbok Återvinning av avfall i anläggningsarbeten (Naturvårdsverket, 2010). Dessa värden avser att skydda minst 95% av arterna enligt s.k. SSD-metodik. För silver och tenn har gränsvärden för jord hämtats från ett dokument från MST (1997).

För D5 och D6 baseras  $PNEC_{jord}$  på  $PNEC_{akva}$  som i sin tur baseras på en indikativ halt om en tiondel av ämnens löslighet i vatten. Tillgängliga data tyder på att dessa ämnen inte är tox-

iska för vattenlevande organismer, men eftersom vissa NOEC för D6 ligger nära löslighetsgränsen och data på alger saknas samt att dataunderlaget uppvisar vissa brister för D5, så kan man inte helt bortse från risk för oacceptabla effekter i vattenmiljö.

$PNEC_{jord}$  för PFOS är baserat på en utvärdering från MST (2012). Underlaget för toxicitet för jordlevande organismer är begränsat till två maskstudier och två studier på växter. Det lägsta presenterade NOEC var 1 mg/kg för växter vilket baserades på en blandning av PFOS och PFOA. Med en  $AF = 100$  ger detta ett  $PNEC_{jord} = 0,01$  mg/kg. Trots att värdet baseras på en blandning anser vi att det kan representera PFOS i denna undersökning. En riskbedömning av PFOS utförd av miljömyndigheten i Storbritannien angav  $PNEC_{jord} < 0,046$  mg/kg ( $AF = 100$ ), vilket känns som ett osäkrare alternativ med tanke på att man där reserverar sig med att effektnivån sannolikt ligger under angivet värde (EA, 2004). Det bör också nämnas att ett antal studier på akvatiska organismer indikerar relativt hög toxicitet för PFOS i vattenmiljö. I en nyligen publicerad sammanställning från RIVM hänvisas till ett lägsta LOEC = 2,3 µg/l för vattenlevande organismer med ett motsvarande  $PNEC_{akva} = 0,023$  µg/l ( $AF = 100$ ) (RIVM, 2012). Baserat på  $PNEC_{akva}$  enligt metoden ovan skulle  $PNEC_{jord}$  för PFOS vara 0,0013 mg/kg vilket är något under det värde som valts i denna rapport.

$PNEC_{jord}$  för de organiska ämnen som ingick i en nyligen publicerad riskbedömning av spridning av slam på åkermark har hämtats från den rapporten (Sternbeck m.fl., 2011). Detta är alkyfenoler, ftalater, PAH och LAS.

Metaller är naturligt förekommande i jord och därför har  $PNEC_{jord}$  justerats för bakgrundshalter av metaller i svensk åkermark i riskkaraktäriseringen (EC, 2003; Eriksson m.fl. 2010). För slamgödning av skogsmark antas att endast en slamgiva avseende maximal kvävetillförsel under en skogsgeneration tillförs. Det innebär att kontinuerlig upplagring från upprepade gåvor inte beaktas vid beräkning av lågrisknivåer, men samtidigt att riskbedömningen är konservativ i det avseendet att en värsta falls exponeringssituation beaktas.

### 6.1.5 Toxicitet för vattenlevande organismer

Toxicitetsdata för vattenlevande organismer har i första hand hämtats från riskbedömningar utförda på EU-nivå, miljömyndigheter eller annan vetenskaplig litteratur där sammanställningar och beräkningar av  $PNEC_{jord}$  eller  $PNEC_{akva}$  gjorts. För dessa data har bedömningsfaktorer beroende på dataunderlagets kvalitet används enligt TGD (EC, 2003).

För metaller har ytvattenkriterier för miljö kvalitetsnorm AA-MKN inlandsytvatten från direktiv 2008/105/EG använts.

### 6.1.6 Toxicitet för människa

För att beräkna lågrisknivåer i olika fosforfraktioner med avseende på human exponering via intag av jord eller växter har toxikologiska referensvärden (mg/kg bw, d) sammanställts. Som toxikologiska referensvärden avses tolerabelt dagligt intag (TDI) för icke-oavsiktliga ämnen och acceptabelt dagligt intag (ADI) för ämnen som avsiktligt används som tillsatser i livsmedel, i detta fall läkemedel.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

Toxikologiska referensvärden har hämtats eller beräknats från i första hand riskbedömningar utförda på EU-nivå (EU RAR, EFSA, EMA) och miljömyndigheter och i andra hand vetenskaplig litteratur. När TDI ej finns fastslaget i riskbedömningarna föreslås vanligen en säkerhetsfaktor till de toxikologiska värdena (NOAEL, LOAEL etc) för bedömning av human toxicitet och i dessa fall har denna använts för beräkning av ett TDI. När föreslagen säkerhetsfaktor saknas har denna tagits fram enligt ECHA:s vägledning (2012).

I bilaga 1 redovisas de toxikologiska referensvärden som används i denna utredning.

### 6.1.7 Atmosfärsdeposition

För svenska förhållanden har det visats att atmosfärsdepositionen för närvarande är den dominerande källan av kadmium till jordbruksmark (Kemikalieinspektionen, 2011). Även för vissa organiska ämnen sker storskalig atmosfärisk spridning. Detta gäller främst s.k. semi-volatila ämnen såsom PAH och PCB. Beräkningar tyder på att för PCB och PBDE så har slamgivan större betydelse än atmosfärsdepositionen på de fält där slam används (Sternbeck m.fl. 2011).

Tillgången på representativa data på atmosfärsdeposition av föroreningar är begränsad. I Sverige finns sedan längre tid kontinuerliga mätningar av bakgrundsdeposition av PAH och PCB vid Råö på västkusten. Dessa mätningar görs även vid Pallas i norra Finland.

Under de senaste åren har också mer kortvariga depositionsundersökningar ägnats åt vissa organiska föroreningar med misstänkt potential för storskalig atmosfärstransport.

Kontinuerliga mätningar av bakgrundsdeposition av metaller har fram till 2009 utförts vid Udden i Västsverige och i Arup i Sydsverige. I mätningar från och med 2009 representeras Väst- och Sydsverige av Råö respektive Vavihill. Enstaka mätningar av metaller finns även från Bredkålen i Jämtlands län. Det begränsade dataunderlaget från Bredkålen tyder på att atmosfärsdepositionen av metaller är något lägre där än i Väst- och Sydsverige. Bakgrundsdepositionsdata från Väst- och Sydsverige skiljer sig inte väsentligen. För beräkningar av årlig atmosfärsdeposition av metaller på åkermark har vi valt mätningar från Sydsverige.

I bilaga 1 redovisas de depositionsdata som används i denna utredning.

## 7. Åkermark – källor och upplagring

### 7.1 Deposition, slam och andra källor

I Tabell 7 redovisas en jämförelse mellan årlig tillförsel av ämnen via slam eller andra fosforrika fraktioner samt tillförsel via atmosfärsdeposition till en enskild åker. Det ska erinras att slam blott räcker till ca 10-15% av odlingsarealen. Det ska också betonas att jämförelsen är indikativ, eftersom depositionsdata för de organiska ämnena bara är baserat på mätningar under något år. För slam och stallgödsel anges den genomsnittliga årliga tillförseln över en femårsperiod (en giva), antaget en fosforgiva om 22 kg/ha/år.

Jämförelsen tyder på att tillförseln via slam och via atmosfären är i samma storleksordning vad avser dioxin och PFOS. För kortkedjiga klorparaffiner och TCPP är den beräknade tillförseln via slam något högre. I ett nationellt perspektiv är dock atmosfären en betydligt större källa än slam.

För de studerade metallerna är tillförsel via slam en större källa än atmosfären, på de åkrar där slam används. Samma förhållande gällde även i en tidigare massbalansberäkning, även om metalldepositionen var högre då (Andersson, 1992). Som framgår av Tabell 7 kan även stallgödsel stå för en betydande tillförsel av vissa metaller till enskilda åkrar. Under de senaste åren har REVAQs certifieringskrav påverkat vilket slam som används på jordbruksmark, vilket kan ha medfört att tillförseln av kadmium och andra metaller är något lägre än vad som anges i Tabell 7. Värdena i tabellen ska ses som ungefärliga.

Tabell 7. Jämförelse av skattad årlig tillförsel av ämnen via slam och stallgödsel respektive atmosfärsdeposition för åkrar som gödslas med slam eller stallgödsel. Tillförseln är baserad på dagens medelhalter i slam och troliga medelhalter i stallgödsel (WSP, 2013a). Atmosfärsdepositionsdata från bilaga 1. All tillförsel i g/ha/år, förutom dioxiner som anges i µg TEQ/ha/år.

Ämne	Slamgiva	Stallgödsel - nöt	Stallgödsel - svin	Atmosfärisk tillförsel
PCDD/F	5			3,3
Klorparaffiner, C10- C13	1,3			0,36
TCPP	0,95			0,47
PFOS	0,029			0,029
Cd	0,72	0,40	0,24	0,34
Hg	0,48		0,015	0,058
Cr	23	5,7	5,9	1,5
Ni	13	8,6	4,2	1,8
Pb	17	2,1	1,3	4,8
Cu	280	84	140	7,2
Zn	460	420	640	50

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## 7.2 Upplagring vid upprepade givor

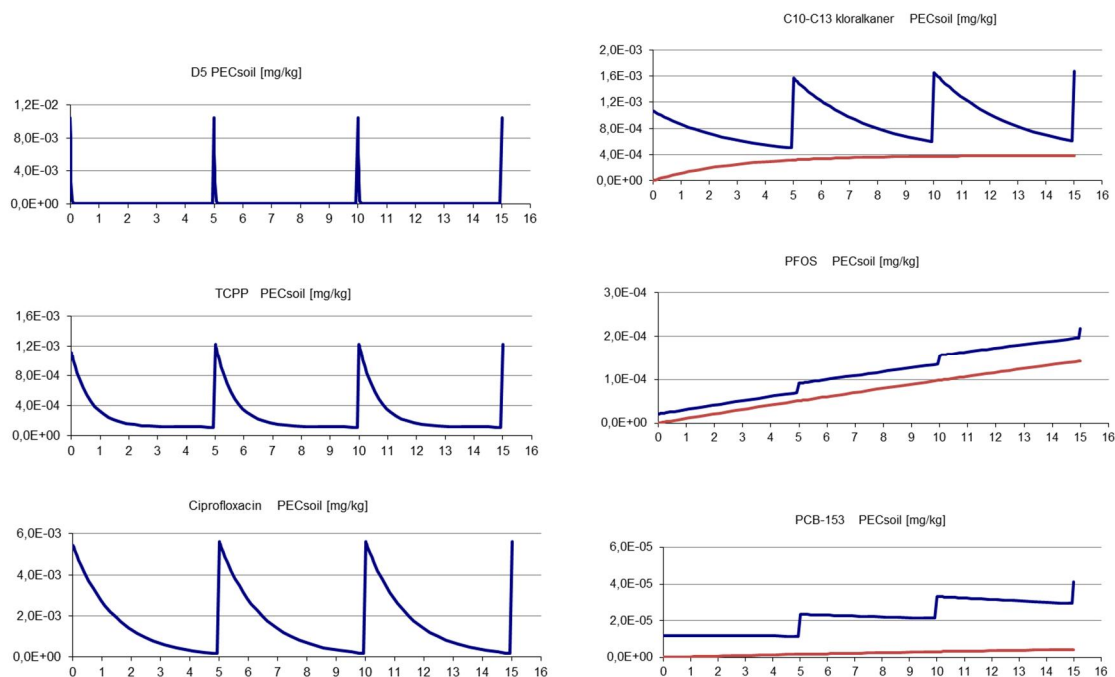
Efter längre tids upprepade givor av slam på åkermark har förhöjda halter av vissa föreningar påvisats i jorden. Detta har konstaterats i studier både från Sverige och från andra delar av världen och en sammanfattning av några studier ges i Sternbeck m.fl. (2011). Risken för upplagring i jord efter upprepade givor varierar stort mellan olika ämnen, och beror vanligen på ämnets biologiska nedbrytbarhet. Andra processer såsom utlakning eller bortförsl med skördade grödor kan också ha betydelse. I det senare fallet kan därför risken för upplagring variera med växtföljden. Exempelvis har många organiska ämnen ett större upptag i rotfrukter än i spannmål, och dessutom är den arealspecifika skörden av rotfrukter större än av spannmål. För den generella bedömningen av upplagring har vi bara tagit hänsyn till spannmål, men inte rotfrukter. Detta eftersom odling av rotfrukter utgör en liten del av Sveriges jordbruksmark (SCB, 2011).

### 7.2.1 Organiska ämnen

För ämnen som elimineras snabbt kommer halten i matjord snabbt att avta efter varje tillförel. För ämnen som är persistenta sker en ackumulation i jorden, dvs när det efter fem år är dags för en ny giva är merparten av den förening som tillfördes med första givan kvar i jorden. Detta illustreras i Figur 2 för sex ämnen med vitt skilda egenskaper. Data i figuren är baserade på dagens medelhalter i slam. Det ska betonas att tendensen för ett ämne att anrikas i jord vid upprepade givor beror på ämnets elimineringsprocesser (avsnitt 3.1.2) men inte på halten i det gödselmaterial som tillförs jorden. Den relativa anrikningen i matjord efter 25 och 100 år redovisas i Tabell 8.

Av dessa ämnen är det perfluorerade ämnen och dioxiner som visar en tydlig tendens att anrikas i jord över tid. För de mer persistenta ämnena är det stora osäkerheter i nedbrytningshastigheter, varför beräknade grader av anrikning måste ses som mycket ungefärliga. Klorparaffiner skulle också kunna lagras upp något snabbare än beräknat, beroende på nämnda osäkerheter. Tidigare har det med samma metodik för att bedöma upplagring visats att även PCB och BDE-209 uppvisar denna tendens, medan t.ex. PAH, ftalater och alkylfenoler inte upplagras efter upprepade givo (Sternbeck m.fl., 2011). Modellresultaten i den studien stämde väl överens med ett antal långsiktiga fältstudier från olika länder. Att PFOS upplagras starkt i åkerjord efter upprepade givor har också visats i fältstudier där slam använts under längre tid (Sepulvado m.fl., 2011).

Det ska också betonas att den relativa anrikningen i jord över tid är beroende av hur ofta föreningarna tillförs. Beräkningarna representerar åkrar där en fosforinnehållande fraktion tillförs vart femte år. Mer sällan förekommande givor ger lägre anrikning.



Figur 2. Halter i matjord som funktion av tid, vid fyra olika gödslingstillfällen. Halter i mg/kg ts på y-axeln och tid i år på x-axeln. För de ämnen där storskalig atmosfärsdeposition sker har haltbidraget från denna process illustrerats med röd linje. De blå linjerna visar total halt från gödsling och ev. atmosfärsdeposition. Gödsling representeras i dessa fall med medelhalter i svenskt slam.

## 7.2.2 Metaller

Vid beräkning av hur metallhalterna i matjord kan förändras över tid har vi utgått från dagens medelhalter i jord (Eriksson m.fl., 2010). För metaller är också den storskaliga tillförseln via deposition en välkänd och väl undersökt process (avsnitt 6.1.7) som ingår i beräkningen. Eliminering sker via utlakning eller upptag i spannmål. Liksom för de organiska föroreningarna hanteras inte rotfrukter i denna generella modell över anrikning i jord.

Den relativa anrikningen i matjord efter 25 och 100 år redovisas i Tabell 8, tillsammans med skattade värden på halveringstider i jord om all tillförsel upphörde. Utlakning är den styrande processen för dessa metaller, men för kadmium, koppar och zink är bortförsl via spannmål också av betydelse. I jämförelse med flertalet av de organiska föroreningarna är halveringstiderna för metallerna mycket långa. Detta beror på relativt höga  $K_D$ -värden samt att nedbrytning inte sker. För metaller är dock halveringstid ett något hypotetiskt begrepp eftersom en betydande andel av metallhalterna i matjord har ett naturligt ursprung.



Av de studerade metallerna skulle samtliga utom nickel anrikas vid längre tids gödsling med slam motsvarande dagens medelhalter. Anrikningsgraden är dock avsevärt lägre än för vissa organiska ämnen. Störst anrikning sker för koppar, kvicksilver och silver med ca 50% efter 100 år. Att den relativa anrikningsgraden är lägre för metaller än för vissa organiska ämnen beror bl.a. på att metaller förekommer naturligt i jordarna, dvs man startar på en högre nivå. Efter ca 30 års upprepade slamgivor i ett område i Skåne har man kunnat konstatera viss ökning i matjorden av koppar, kvicksilver och zink men inte av kadmium (Andersson, 2012). Detta överstämmer mycket väl med modellresultaten i denna rapport.

För kadmium är den förväntade anrikningen knappt 3 % efter 100 år. Det är marginellt lägre än vad som skattades i Kemikalieinspektionens kadmiumutredning (Kemikalieinspektionen, 2011). Skillnaden beror främst på något olika värden på utlakningen, vilket i sin tur beror på något skilda  $K_d$ -värden (se avsnitt 6.1.1). Anrikningen har här beräknats på medelhalter i slam (0,9 mg/kg ts eller 32 mg /kg P). Ett mer kadmiumhaltigt slam skulle dock ge en högre anrikning. Med t.ex. 90-percentilen (ca 1,5 mg/kg ts) blir den beräknade anrikningen i matjord 10% över 100 år.



Tabell 8. Ämnenas halveringstid i jord, styrande process samt relativ anrikning i åkermarkens matjord efter slamgiva vart femte år under 25 och 100 år, antaget dagens medelhalter i slam under hela perioden. Anrikningen anges som kvoten mellan halten i jord vid angiven tid dividerad med halt efter första givan. Den process som styr elimineringshastigheten anges som N: nedbrytning, U: utlakning, S: skörd av spannmål.

Substans	T <sub>1/2</sub> (år)	Styrande process	Anrikning, C <sub>25</sub> /C <sub>0</sub>		Anrikning, C <sub>100</sub> /C <sub>0</sub>	
			utan dep.	med dep.	utan dep.	med dep.
Dekametylcyklopentasiloxan	0,014	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Dodekametylcyklohexasiloxan	0,014	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Galaxolid	0,41	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Tonalid	0,41	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Tris(2-klorisopropyl)fosfat	0,42	N	1,0	1,1	1,0	1,1
Trikresylfosfat	0,08	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Etylhexyldifenylfosfat	0,82	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Progesteron	0,027	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Diklofenak	0,05	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Ciprofloxacina	0,98	N	1,0	1,0	1,0	1,0
C10-13 klorparaffiner	2	N	1,2	1,6	1,2	1,6
Bisfenol A	0,027	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Tributyltenn	0,19	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Dibutyltenn	0,33	N	1,0	1,0	1,0	1,0
Perfluoroktansulfonsyra	53	U	5,0	16	12	38
Perfluordekansyra	35	U	5,0	5,0	11	11
Perfluorundekansyra	48	U	5,0	5,0	11	11
Dioxiner	68	N	5,3	8,0	13	22
Bly	14000	U		1,01		1,04
Kadmium	510	U		1,01		1,03
Koppar	600	U		1,15		1,56
Krom	7500	U		1,01		1,03
Kvicksilver	6000	U		1,11		1,45
Nickel	690	U		0,99		0,95
Silver	370	U		1,12		1,45
Tenn	730	U		1,04		1,14
Zink	440	U		1,04		1,15

## 8. Åkermark – risker för hälsa och miljö

### 8.1 Lågrisknivåer

Lågrisknivåer för slam eller andra fosforfraktioner har beräknats för de olika skyddsobjekten marklevande organismer, ytvatten samt hälsa, se Tabell 9 och Tabell 10. Dessa haltnivåer är framtagna för att ge ett skydd mot ekotoxikologiska och toxikologiska risker även efter 100 års upprepade givor på åkermark enligt NFS 1994. Lågrisknivån för hälsa är inte beräknad med någon säkerhetsmarginal för exponering via andra källor än intag av grödor. För ämnen med riskkvoter högre än 0,1 diskuteras därför tänkbara nivåer för gränsvärden separat i kapitel 8.2. Däremot är hälsoriskerna beräknade för högkonsumenter av spannmål och rotfrukter (se avsnitt 3.1.4). För de sista åtta organiska ämnena i tabellerna har riskbedömning för marklevande organismer och hälsa genomförts tidigare (Sternbeck, 2011a) och dessa värden återges inte här. För flertalet organiska ämnen blir lågrisknivån för markmiljön styrande. Hälsorisker är endast styrande för perfluordekansyra. För zink är ytvatten styrande och för kadmium är hälsoeffekter styrande. För övriga metaller är marklevande organismer styrande.

För att minska risken för långsiktig upplagring av metaller (se kapitel 7.2) har också motsvarande haltnivåer i fosforfraktionerna beräknats (Tabell 9). Dessa haltnivåer har beräknats för de metaller där uttag via skörd av spannmål kunnat kvantifieras. Som framgår av Tabell 9 skulle denna aspekt medföra strängare krav än riskaspekten för koppar och nickel. Även för kadmium är värdet lägre än riskbaserade LRN-värden. För kadmium är dock hälsoeffekter styrande för LRN, och med beaktande av andra källor till human kadmiumexponering skulle ett eventuellt gränsvärde sannolikt bli lägre än angivna 2 mg/kg TS.

Tabell 9. Beräknade lågrisknivåer (LRN) för metaller i fosforfraktion (t.ex. slam) som används på åkermark. Ingen hänsyn har tagits andra humana exponeringskällor, varför LRN för hälsa inte kan användas direkt som gränsvärde LRN anges både i mg/kg ts avsett för ett material med 2,8 % fosfor, och i mg/kg P vilket kan användas för olika fosforrika material.

	LRN (mg/kg ts)				Nuvarande gränsvärde (mg/kg ts) NFS 1998:944	LRN (mg/kg P)			
	marklevande	hälsa	ytvatten	Ingen ackumulation		marklevande	hälsa	ytvatten	ingen ack.
Bly	2000	5600	40 000		100	71 000	200 000	obegränsat	
Kadmium	37	2	12	0,7	2	1300	71	430	25
Koppar	580	8800	950	60	600	21 000	310 000	34 000	2100
Krom	350		7500		100	12 000		270 000	
Kvicksilver	17	820	100		2,5	600	29 000	3600	
Nickel	400	4200	5000	50	50	14 000	150 000	180 000	1800
Silver	38					1400			
Tenn	710			7		25 000			250
Zink	2000	1900	400	300	800	70 000	68 000	14 000	250

Tabell 10. Beräknade lågrisknivåer (LRN) för organiska ämnen i fosforfraktion (t.ex. slam) som används på åkermark. Ingen hänsyn har tagits andra humana exponeringskällor, varför LRN för hälsa inte kan användas direkt som gränsvärde LRN anges både i mg/kg ts avsett för ett material med 2,8 % fosfor, och i mg/kg P vilket kan användas för olika fosforrika material. Lågrisknivåer för de sista ämnena (DEHP till BDE-47) avseende marklevande organismer samt hälsa har tidigare utvärderats (Sternbeck m.fl., 2011a).

Ämne	LRN (mg/kg ts)			LRN (mg/kg P)		
	Marklevande	Hälsa	Ytvatten	Marklevande	Hälsa	Ytvatten
dekametylcyklopentasiloxan	2100		200 000	75 000		7 000 000
dodekamecyklohexasiloxan	2900		300 000	100 000		10 000 000
Galaxolid	250	6,8E+06	60 000	9000	2,4E+08	2 000 000
tonalid	260	2,9E+05	42 000	9 300	1 000 000	1 500 000
Tris(2-kloroiso-propyl)fosfat	280	8,5E+04	4800	10000	3 000 000	170 000
Trikresylfosfat	0,42		42	15		1500
Etylhexyldifenyl-fosfat	34	1,7E+04	3000	1200	600 000	100 000
Progesteron						
Diklofenak	1300		12000	46 000		430 000
Ciprofloxacin	160	1,5E+05	1500	5700	5 000 000	53 000
C10-13 klorparaffiner	34	6,0E+05	3200	1200	2 000 000	110 000
Bisfenol A	6000		400	200 000		14 000
Tributyltenn	200	160 000	1,4	7000	5 700 000	50
Dibutyltenn	130	45 000	1300	4600	1 600 000	46 000
Perfluoroktansulfonsyra	0,12	16	0,16	4	570	6
Perfluorodekansyra	120	11	1300	4300	400	46 000
Perfluorundekansyra	170		1700	6000		60 000
Dioxiner	3,0E-03	1,2E-04	1,0E-04	0,10	0,0043	0,0036
DEHP			1000 000			35 000 000
oktylfenol			60			2100
nonylfenol			750			27 000
LAS			400			14 000
Naftalen			650			23 000
Fluoranten			3000			107 000
Benzo(a)pyren			6500			230 000
BDE-47			50			1800

## 8.2 Jämförelse av lågrisknivåer med förekommande halter

För att illustrera om långsiktig återföring av fosfor via avlopp- eller avfallsfraktioner kan innebära risker för hälsa eller miljö har beräknade LRN-värden jämförts med rådande halter i svenskt slam (se avsnitt 3.1.4). Resultaterande "riskkvoter" visas i Tabell 12 och Tabell 11, och ämnen med riskkvoter om minst 0,01 visas också grafiskt i Figur 4. Riskkvoterna illustreras med både medelhalter och 90-percentiler i slam. Risk för hälsoeffekter bedöms utifrån livslång exponering och därför bedöms medelhalterna vara mer representativa. Miljöeffekter kan dock uppstå lokalt och här är även 90-percentilen ett relevant mått.

För samtliga organiska ämnen är säkerhetsmarginalen till det toxikologiskt baserade hälsogränsvärdet en faktor 20 eller mer, ofta betydligt större än 1000. Säkerhetsmarginalerna bedöms vara så stora att andra exponeringskällor inte behöver beaktas. Liknande marginaler har även visats för LAS, DEHP, nonyl- och oktylfenol, PCB, PBDE och vissa PAH (Sternbeck m.fl 2011). Slutsatsen är att ingen av de totalt ca 30 organiska föreningar som utvärderats utgör en hälsorisk eller ett betydande bidrag till hälsorisker.

Hälsoriskerna är karakteriserade utifrån antagandet om 10 månaders karenstid vid odling. Om ingen karenstid förelåg skulle upptag i grödor i princip kunna ske direkt efter slamgiva och under den aktuella växtperioden. För ämnen som är mer lättnedbrytbara i jord skulle det innebära ett större upptag och därmed större hälsorisker. Som framgår är dock säkerhetsmarginalen vid 10 månaders karenstid större än 1000 för flertalet organiska ämnen. En så stor säkerhetsmarginal innebär att hälsoriskerna är låga även utan karenstid. De ämnen som har lägst säkerhetsmarginal är PFOS, perfluordekansyra och dioxiner. Detta är mycket svårnedbrytbara ämnen och därför kommer halten i jord och upptaget i grödor inte att påverkas av karenstiden. Samma slutsatser gäller även för de ämnen som bedömdes i tidigare riskbedömning (Sternbeck m. fl, 2011a), dvs LAS, alkylfenoler, DEHP, PAH, PCB och PBDE.

Av metallerna är det endast zink som utgör en påvisbar risk, och detta är för ytvatten där riskkvoter något högre än ett förväntas. Spridningsprocesser från gödslad mark till ytvatten har dock inte kunnat kvantifieras varför en troligt konservativ bedömning gjorts (se avsnitt 3.1.1). Human exponering sker från olika källor, beroende på vilken förorening som avses. Risk för hälsoeffekter bör därför inte enbart bedömas via exponering från jordbrukslivsmedel. Därför lyfter vi fram alla ämnen med en riskkvot större än 0,1, vilket för metaller är kadmium och zink. I Sverige har det tidigare bedömts att en mindre andel av populationen är överexponerad<sup>3</sup> avseende kadmium, och att skador på t.ex. njurar och skelett föreligger hos denna grupp (Kemikalieinspektionen, 2011). Spannmål och rotfrukter är betydande exponeringskällor för kadmium (Tabell 5; Kemikalieinspektionen, 2011; Sand och Becker, 2012).

Avseende risker för marklevande organismer uppvisar ingen förorening en riskkvot över 1, vid jämförelse med medelhalter och 90-percentiler i slam. Koppar, zink, trikresylfosfat och PFOS uppvisar dock riskkvoter högre än 0,1, varav koppar uppvisar högst riskkvot (0,6, för medelhalt i slam). Metaller biotillgänglighet i jord är en komplex funktion av olika lokala

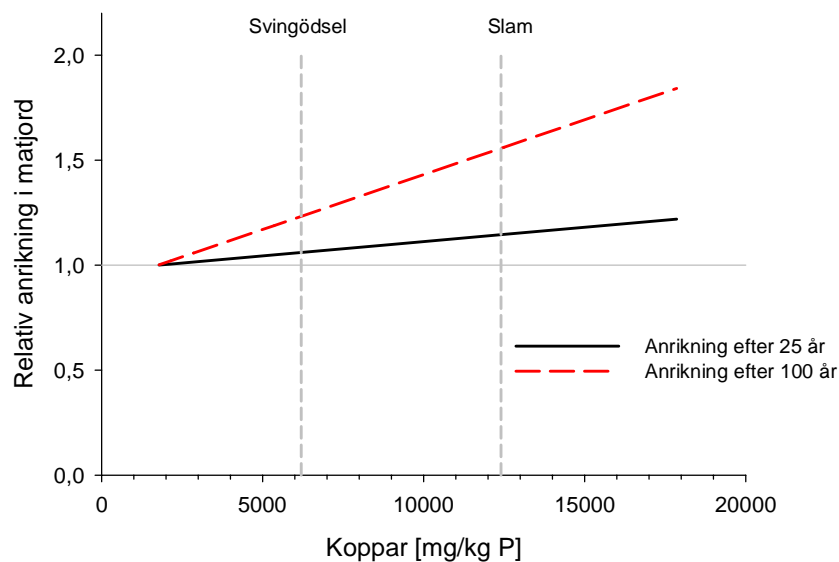
<sup>3</sup> Med överexponerad avses här att intaget överskrider TDI.

faktorer och beror också på i vilken form metallen tillförts jorden. Metallsalter har t.ex. högre tillgänglighet än organiskt bundna metaller. Det är därför svårt att med denna metodik bedöma om en säkerhetsmarginal på 1,7 (RQ 0,6) är tillräckligt. Tidigare svenska undersökningar i åkermark tyder på att negativa mikrobiologiska effekter inte uppträder vid dessa kopparhalter men att marginalen inte är så stor (Dahlin m fl 1997). Såväl bakgrundshalten av koppar som lokala faktorer varierar över landet. För att ge ett generellt skydd avseende effekter från koppar är det därför motiverat med något skärpta krav avseende koppar i förhållande till NFS 1994:02 (maxhalter i jord där slam får användas) och SNFS 1998:944 (halter i slam).

För metallerna har även en nivå i slam beräknats som i genomsnitt inte leder till upplagring i åkermark. Jämfört med rådande medelhalter i slam föreligger en risk för upplagring av framförallt koppar (Tabell 11). Detta överensstämmer även med observationer från långliggande fältförsök, där dock slam med höga kopparhalter använts (Andersson, 2012). I Figur 3 visas också hur koppar kan upplagras i matjorden över längre tid, som funktion av halten i givan. Anrikningen över 25 år är relativt låg medan det över 100 år kan bli mer påtaglig anrikning. Åter ska det betonas att det är ett medelscenario som illustreras, och att vid t.ex. odling av potatis eller i mer sura jordar förväntas upplagringen bli lägre.

### 8.2.1 Kadmium

Kadmium är troligen den mest debatterade slamföreningen i Sverige. Flera studier visar tecken på att en andel av den svenska befolkningen är överexponerad avseende kadmium (se Kemikalieinspektionen, 2011). En betydande andel av human exponering anses ske via livsmedel från jordbruket. För hälsoeffekter av kadmium är den beräknade riskkvoten 0,41, baserat på medelhalt i slam (Tabell 11). Att riskkvoten är något lägre än ett motsäger inte tidigare bedömningar om överexponering. Riskkvoten avser bara intag från spannmål och rotfrukter, medan kadmiumexponering även sker från t.ex. rökning, spenat och skaldjur. Dessutom avser den beräknade riskkvoten 95-percentilen av befolkningen vad gäller intag av rotfrukter och spannmål. Andelen av befolkningen som för närvarande anses ha ett kadmiumintag större än TDI är dock lägre än 5%, dvs mer än 95% av befolkningen är inte överexponerad (se Sand och Becker, 2012).



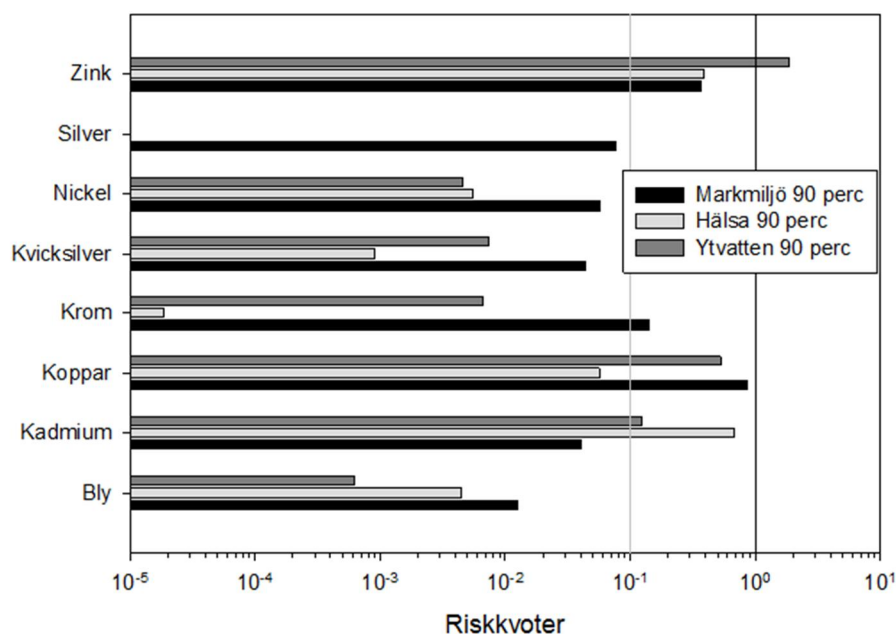
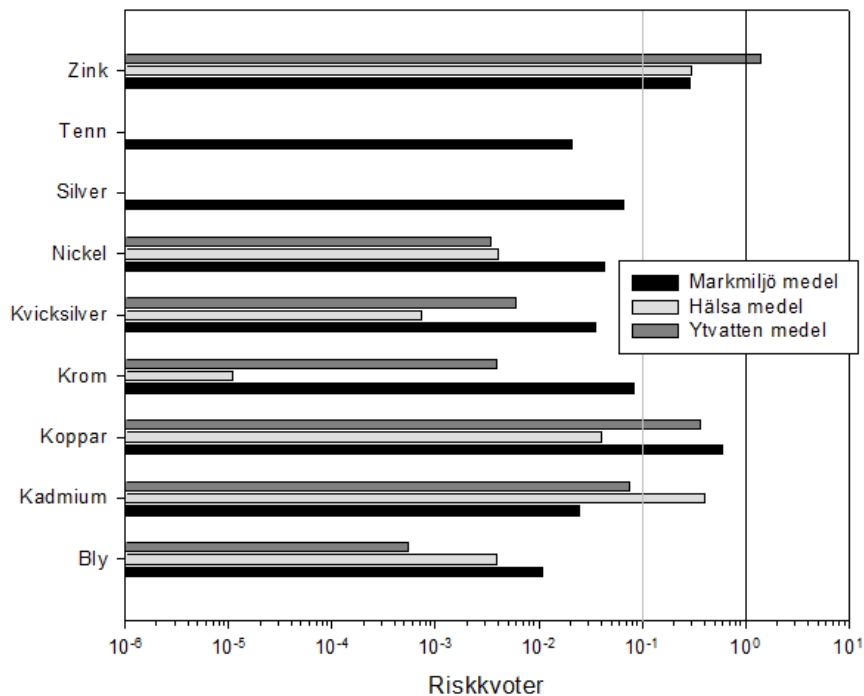
Figur 3. Relativ anrikning av koppar i åkermark som funktion av kopparhalt i givan. I figuren visas också medelhalter i slam och i svingödsel.

Tabell 11. Beräknade riskkvoter för metaller avseende åkermark. Riskkvoterna har beräknats med halter i svenskt slam (se bilaga 2). Kvoter högre än 0,1 markeras med fetstil.

Ämne	Riskkvoter mot medelhalter			Riskkvoter mot 90-percentil		
	Marklevande	Hälsa	Ytvatten	Marklevande	Hälsa	Ytvatten
Bly	0,01	3,9E-03	5,5E-04	0,0125	4,5E-03	6,3E-04
Kadmium	0,02	0,41	0,08	0,04	0,67	0,12
Koppar	0,60	0,04	0,37	0,86	0,057	0,53
Krom	0,083	1,1E-05	3,9E-03	0,14	1,9E-05	6,7E-03
Kvicksilver	0,035	7,3E-04	6,0E-03	0,04	9,0E-04	7,4E-03
Nickel	0,043	4,0E-03	3,4E-03	0,057	5,5E-03	4,6E-03
Silver	0,07			0,076		
Tenn	0,02					
Zink	0,29	0,30	1,4	0,37	0,39	1,8

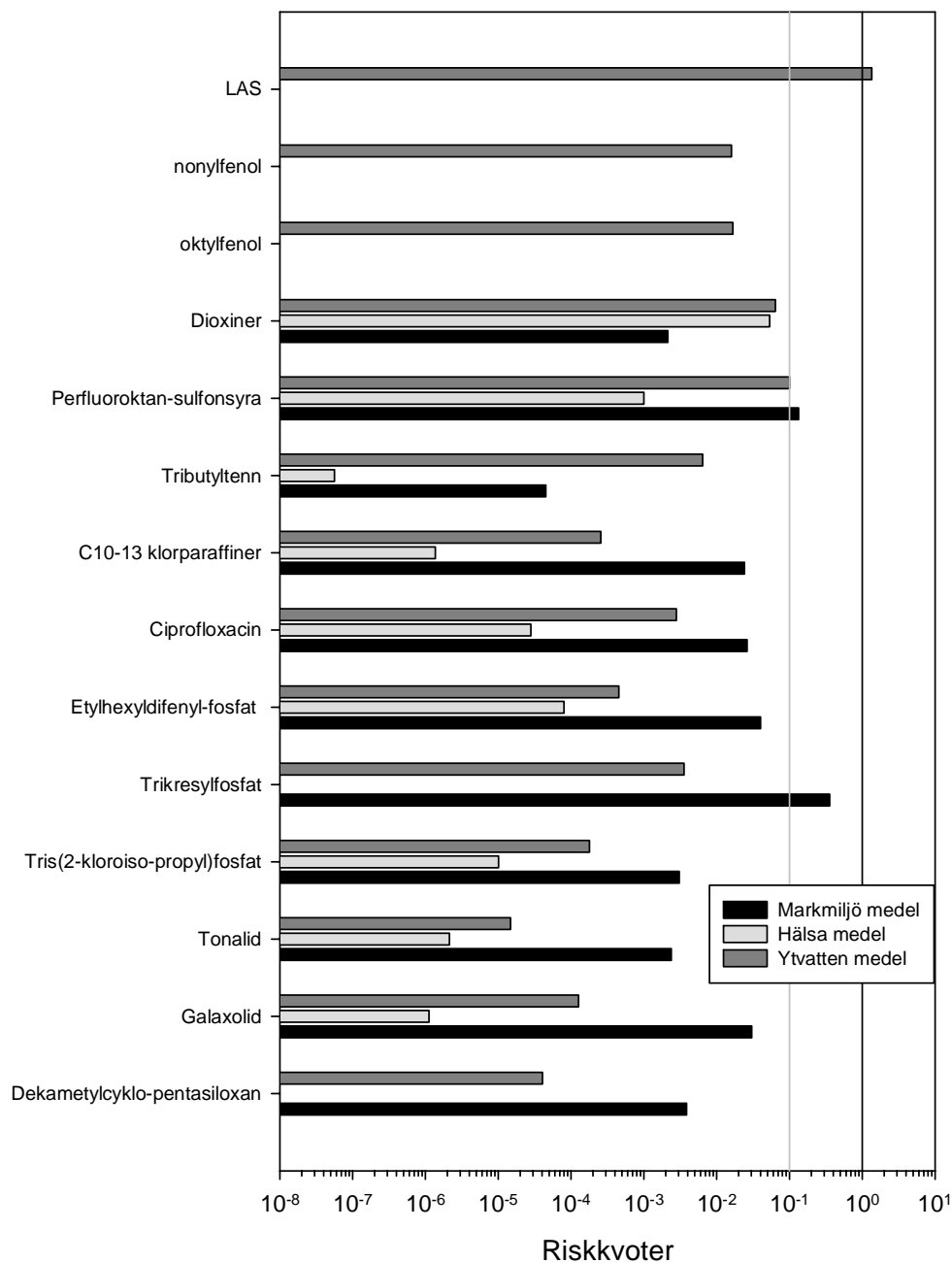
Tabell 12. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen avseende åkermark. Riskkvoterna har beräknats med halter i svenskt slam (se bilaga 2). Kvoter högre än 0,1 markerar med fetstil.

Ämne	Riskkvoter mot medelhalter			Riskkvoter mot 90-percentil		
	Marklevande	Hälsa	Ytvatten	Marklevande	Hälsa	Ytvatten
dekametylcyklopentasiloxan	3,9E-03		4,1E-05	0,020		2,1E-04
dodekametylcyklohexasiloxan	3,8E-04		3,7E-06	1,4E-03		1,4E-05
Galaxolid	0,030	1,1E-06	1,3E-04	0,096	3,5E-06	4,0E-04
tonalid	2,4E-03	2,1E-06	1,5E-05	8,1E-03	7,2E-06	5,0E-05
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	3,1E-03	1,0E-05	1,8E-04	9,6E-03	3,2E-05	5,6E-04
Trikresylfosfat	0,36		3,6E-03	0,71		7,1E-03
Etylhexyldifenylfosfat	0,040	8,0E-05	4,5E-04	0,088	1,8E-04	1,0E-03
Progesteron						
Diklofenak	1,3E-05		1,4E-06	5,4E-05		5,8E-06
Ciprofloxacin	0,026	2,8E-05	2,8E-03	0,075	8,0E-05	8,0E-03
C10-13 klorparaffiner	0,024	1,4E-06	2,6E-04	0,076	4,3E-06	8,1E-04
Bisfenol A	2,2E-05		3,3E-04	1,5E-04		2,3E-03
Tributyltenn	4,5E-05	5,6E-08	6,4E-03	1,5E-04	1,8E-07	0,021
Dibutyltenn	1,0E-03	2,9E-06	1,0E-04	2,5E-03	7,3E-06	2,5E-04
Perfluoroktansulfonsyra	0,13	1,0E-03	0,10	0,57	4,3E-03	0,43
Perfluor-dekansyra	2,8E-05	3,0E-04	2,5E-06	2,5E-04	2,7E-03	2,3E-05
Perfluor-undekansyra	1,8E-05		1,8E-06	1,7E-04		1,7E-05
Dioxiner	2,1E-03	0,053	0,064	5,2E-03	0,13	0,16
DEHP			7,4E-05			9,4E-05
oktylfenol			0,017			0,015
nonylfenol			0,016			0,027
LAS			1,4			2,8
Fluoranten			1,1E-04			2,6E-04
Benzo(a)pyrene						3,5E-05
BDE-47			7,6E-04			1,4E-03

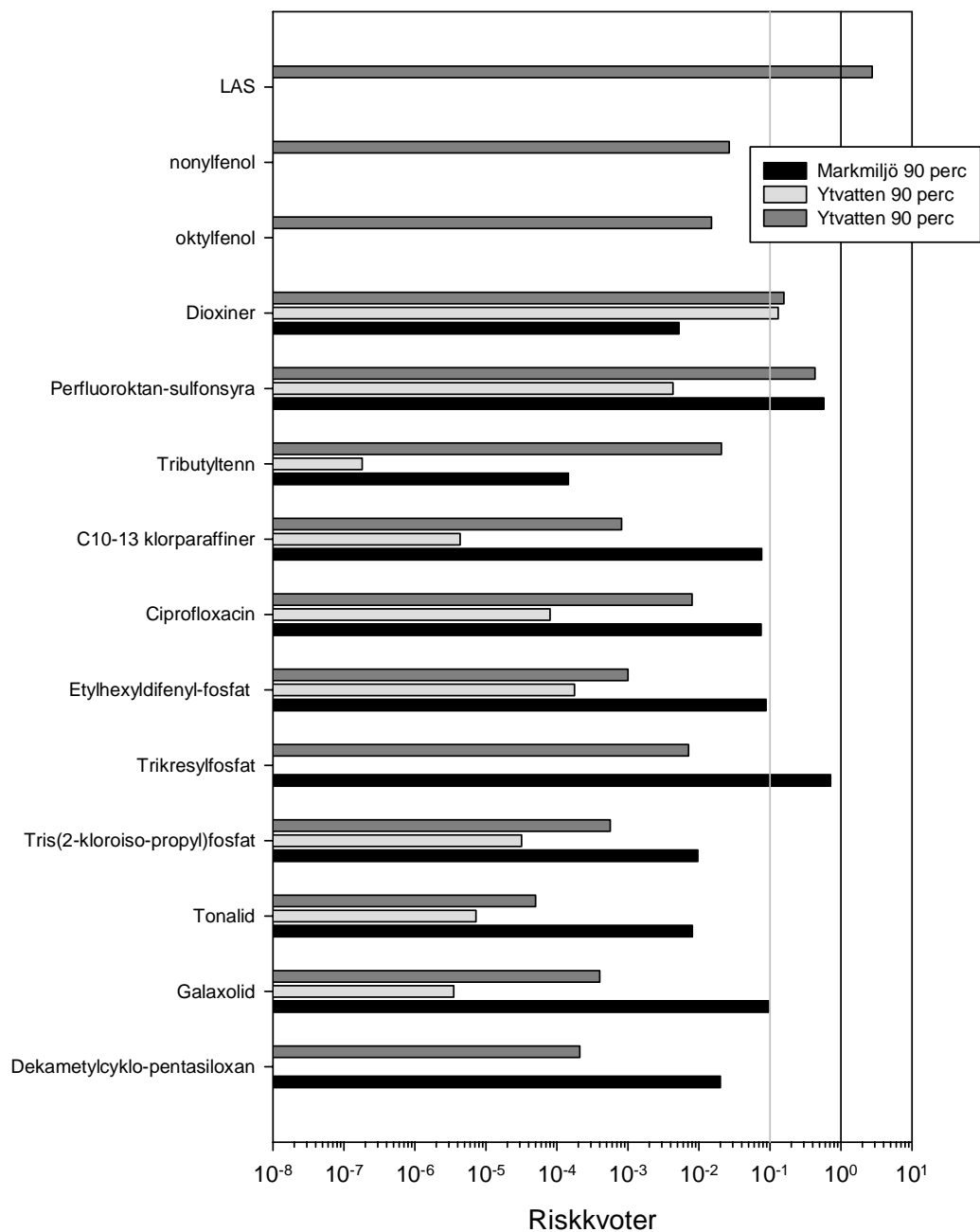


Figur 4. Beräknade riskkvoter för metaller och jordbruksmark avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Slam med medelhalter och 90-percentiler har använts. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren.





Figur 5. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen och jordbruksmark avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren. Medelhalter i slam har använts.



Figur 6. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen och jordbruksmark avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren. 90-percentiler i slam har använts.

## 9. Skogsmark – risker för miljö

### 9.1 Lågrisknivåer

I tabell Tabell 13 och Tabell 14 visas lågrisknivåer för ämnen i slam avseende spridning i skog. För de flesta organiska ämnen är lågrisknivån för marklevande organismer styrande. För bisfenol A, tributyltenn och LAS är dock lågrisknivån för vattenlevande organismer styrande. För metaller i skogsmark är lågrisknivå för jordlevande organismer styrande förutom för kadmium, kvicksilver och zink för vilka lågrisknivå för ytvatten är styrande.

Tabell 13 Beräknade lågrisknivåer för metaller i slam vid användning på skogsmark, med en giva på 10 ton/ha. LRN anges både i mg/kg TS avsett för ett material med 4,5 % kväve, och i mg/kg N vilket kan användas för olika kväverika material.

Ämne	LRN, mg/kg TS		LRN (mg/kg N)	
	Marklevande	Ytvatten	Marklevande	Ytvatten
Bly	1000	4100	22000	91000
Kadmium	17	15	380	330
Koppar	260	650	5800	14000
Krom	170	765	3800	17000
Kvicksilver	9	3	200	67
Nickel	170	2700	3800	60000
Silver	17		380	
Tenn	340		7600	
Zink	850	650	19000	14000

Tabell 14 Beräknade lågrisknivåer för organiska ämnen i slam vid användning på skogsmark, med en giva på 10 ton/ha. LRN anges både i mg/kg ts avsett för ett material med 4,5 % kväve, och i mg/kg N vilket kan användas för olika kväverika material.

Ämne	LRN, mg/kg TS		LRN (mg/kg N)	
	Marklevande	Ytvatten	Marklevande	Ytvatten
dekametylcyklopentasiloxan	50	45000	1100	1000000
dodekametylcyklohexasiloxan	60	60000	1300	1300000
Galaxolid	6	12000	130	270000
tonalid	6	9000	130	200000
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	6	1000	130	22000
Trikresylfosfat	0,01	8,0	0,22	180
Etylhexyldifenylfosfat	1	700	22	16000
Diklofenak	27	2500	600	56000
Ciprofloxacin	4	350	89	7800
C10-13 klorparaffiner	1,0	800	22	18000
Bisfenol A	129	80	2900	1800
Tributyltenn	4,7	0,3	100	6,7
Dibutyltenn	3	280	67	6200
Perfluoroktansulfonsyra	0,03	0,40	0,7	8,9
Perfluordekansyra	33	4100	730	91000
Perfluorundekansyra	45	4100	1000	91000
Dioxiner	8,5E-04	2,6E-04	0,019	0,0058
DEHP	230	330000	5100	7300000
DBP	50		1100	
4-Octylfenol	0,26	12	6	270
4-Nonylfenol	12	150	270	3300
LAS	1600	70	36000	1600
Naftalen	25	130	560	2900
Acenaftilen	6	190	130	4200
Acenaften	0,8	650	18	14000
Fenantren	37	1100	820	24000
Antracene	2	100	44	2200
Fluoren	20	720	440	16000
Fluoranten	27	650	600	14000
BDE-99	6		130	
BDE-209	1600		36000	

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

## 9.2 Jämförelse med förekommande halter

### 9.2.1 Organiska ämnen

Risikkvoter för lågriskenivå och rådande medelhalter samt 90-percentiler av organiska ämnen i slam redovisas i Tabell 15. Endast ämnen med tillförlitliga uppgifter om halter i slam ingår i tabellen. För de flesta av de organiska ämnena är risikkvoter  $< 1$  avseende marklevande organismer. För sex av de organiska ämnena (galaxolid, trikresylfosfat, etylhexyldifenylfosfat, ciprofloxacina, oktylfenol och nonylfenol) är risikkvoter för marklevande organismer  $> 1$  baserat på medelvärden i slam. Av dessa ämnen sticker trikresylfosfat ut med högst risikkvot (=16). Risikkvoter avseende vattenlevande organismer är  $< 1$  för alla organiska ämnen utom LAS som har en risikkvot på 8.

Om man för enskilda ämnen jämför lågriskenivåer med aktuella 90-percentiler av organiska ämnen i slam är riskbilden i stort sett densamma som vid jämförelsen med medelvärden, i bemärkelsen att endast två ytterligare ämnen/ämneskategori; PFOS och klorparaffiner, får risikkvoter  $> 1$ .

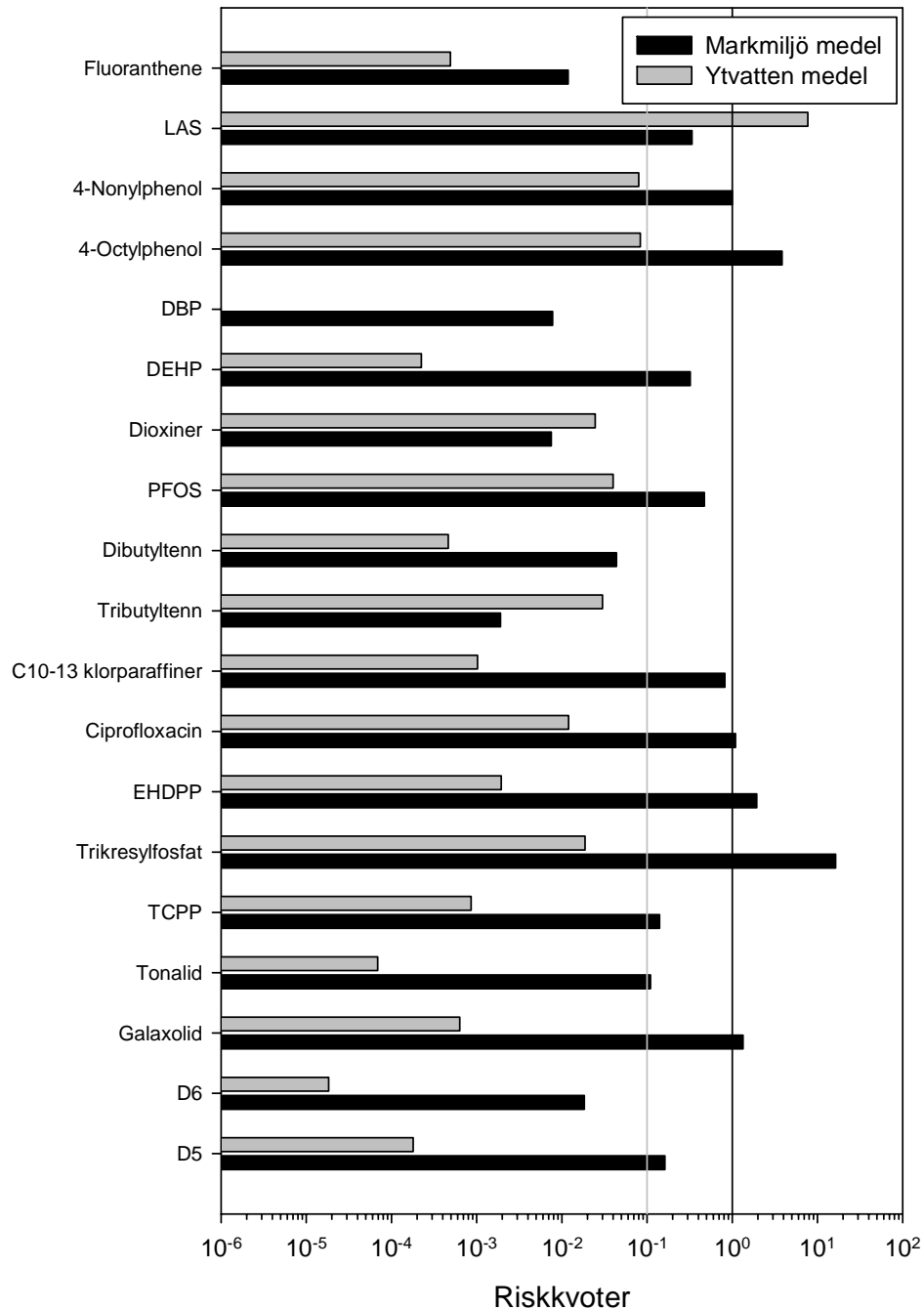
I beräknade risikkvoter har vi antagit en omedelbar homogen inblandning av ämnen i humusskiktet. Slammet tillförs emellertid som granulat varför man kan förvänta sig en viss fördröjning av frisättning av ämnen under den tid som granulerna bryts ned. En studie vid Umeå universitet påvisade att i humusskiktet ökade halter av organiska föroreningar som PCB och PBDE väsentligen från år 1 till år 2 efter spridning av slamgranulat i skogsmark (Lindberg m fl., 2010). Ämnen med kortare halveringstider torde brytas ned till viss del under det att de frigörs till marken varför antagandet om en homogen omedelbar inblandning i humuslagret för sådana ämnen kan betraktas som konservativ.

$PNEC_{jord}$  för trikresylfosfat och etylhexyldifenylfosfat är baserade på jämviktsfördelning och ämnens toxicitet för vattenlevande organismer. För dessa ämnen har  $PNEC_{jord}$  även justerats med en faktor 0,1 för att ta hänsyn till ämnens höga fettlöslighet ( $\log Kow > 5$ ) och potentiellt upptag via intag av föda (EC, 2003a; ECHA, 2008 R10). Detta ger en motsvarande ökning av risikkvoter med en faktor 10. Det bör vägas in i bedömningen att denna typ av justering är hypotetisk och inte experimentellt validerad.

Slamtillförsel till skogsmark kan betraktas som förrådsgödsling och enligt bedömningar från experter bör det räcka med en slamgiva per skogsgeneration om 80-100 år (Sahlén m.fl., 2011). Den kvarvarande fraktionen av ursprungligt tillskott i humus efter en skogsgeneration har beräknats till 15, 12, 24 respektive 44 % för ämnena PFOS, PFUnA, dioxiner och PCB180. För övriga ämnen är beräknad kvarvarande fraktion obetydlig. Det bör tilläggas att beräkningarna inte inbegriper omsättning av själva humuslagret och pålagring av ny förna, vilket utgör en felkälla i beräkningarna.

Tabell 15. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen avseende skogsmark. Riskkvoterna har beräknats med halter i svenskt slam (se bilaga 2). Riskkvoter över 0,1 markeras med fetstil.

Ämne	Riskkvoter mot medelhalter		Riskkvoter mot 90-percentil	
	Marklevande	Ytvatten	Marklevande	Ytvatten
dekametylcyklopentasiloxan	0,16	1,8E-04	0,84	9,3E-04
dodekametylcyklohexasiloxan	0,018	1,8E-05	0,070	7,0E-05
Galaxolid	1,3	6,3E-04	4,2	2,0E-03
tonalid	0,11	6,9E-05	0,37	2,3E-04
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	0,14	8,6E-04	0,44	2,7E-03
Trikresylfosfat	16	1,9E-02	33	0,038
Etylhexyldifenylfosfat	1,9	1,9E-03	4,3	4,3E-03
Progesteron				
Diklofenak	6,2E-04	6,8E-06	2,5E-03	2,8E-05
Ciprofloxacin	1,1	0,012	3,1	0,034
C10-13 klorparaffiner	0,82	1,0E-03	2,6	3,3E-03
Bisfenol A	1,0E-03	1,6E-03	7,0E-03	0,011
Tributyltenn	1,9E-03	0,030	6,1E-03	0,10
Dibutyltenn	0,044	4,6E-04	0,11	1,2E-03
Perfluoroktansulfonsyra	0,47	0,040	2,0	0,173
Perfluorodekansyra	1,0E-04	8,0E-07	9,1E-04	7,3E-06
Perfluorundekansyra	6,9E-05	7,6E-07	6,4E-04	7,1E-06
Dioxiner	7,5E-03	0,0246	0,018	0,060
DEHP	0,32	2,2E-04	0,41	2,8E-04
DBP	0,01		0,01	
4-Octylfenol	3,8	0,083	3,5	0,075
4-Nonylfenol	1,0	0,080	1,7	0,13
LAS	0,34	7,7	0,69	16
Fluoranten	0,012	4,9E-04	0,029	1,2E-03
BDE-99	7,7E-03		0,02	
BDE-209	2,1E-04		2,9E-04	



Figur 7. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen och skogsmark avseende skydd av marklevande organismer och ytvatten. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren. Medelhalter i slam har använts.

### 9.2.2 Metaller

För metaller finns  $PNEC_{jord}$  avseende nettokoncentrationsökning i jord framtagna vilka anses ge ett skydd av 95% av arterna (Naturvårdsverket, 2010b). Riskkvoter baserade på dessa värden indikerar att tillförd mängd av metaller i slam inte skulle medföra oacceptabla effekter på marklevande organismer i skogsmiljö, förutom för koppar för vilken dagens medelhalt i slam är över lågrisknivå med en riskkvot på 1,3 (Tabell 16). Jämförelser mellan 90-percentiler och lågrisknivå ändrar inte riskbilden nämnvärt för enskilda ämnen.

För ytvattenlevande organismer är riskbilden lik den för marklevande organismer, med undantaget att kopparhalter ligger under lågrisknivå om man jämför rådande medelhalter. 90-percentil av halter av zink ligger över lågrisknivå för ytvattenlevande organismer.

I beräkningarna avseende spridning till vattenmiljö har vi utgått ifrån samma antaganden för skogsmark som för jordbruksmark, d.v.s. att halter i recipienten motsvarar en 10-faldig utspädning av porvattenhalter baserade på jämviktsfördelning mellan jord och porvatten. Det är troligt att detta förfarande passar bättre för organiska ämnen än för metaller för vilka utlakningsprocesser är mer komplicerade. Ett annat mycket förenklat antagande består i att ämnenas spridning begränsats till humusskiktet och att ytvattenhalter beror av de beräknade halterna i humusskiktet efter homogen inblandning. Under verkliga förhållanden kommer en viss mängd metaller nå vattendrag via ytavrinning, men en viss del kommer sannolikt infiltrera till mineraljorden och fastläggas och fördröjas innan utlakning till ytvatten sker. Spridning till ytvatten kommer således att ske under en utdragen tidsperiod vilket inte beaktats här. Inte heller upplagring i vegetation har beaktats i beräkningar för skogsmark.

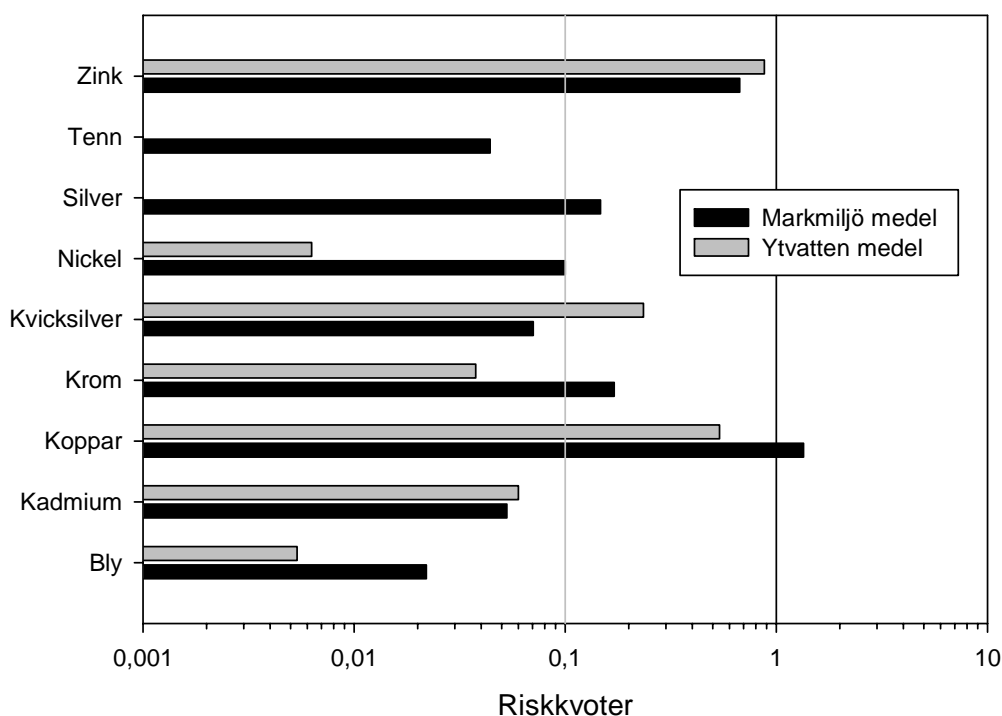
Det är av ovanstående skäl troligt att de lågrisknivåer som beräknats för slam avseende metallers påverkan på vattenlevande organismer är mycket konservativa. Då vi inte funnit några fältstudier där spridning av organiska föroreningar eller metaller från gödslad skogsmark till ytvatten bör beräknade riskkvoter ses som en potentiell påverkan på ytvatten. Validerande studier av inblandade processer och påverkan på ytvatten krävs för att bättre kunna beskriva och värdera dessa risker.

Relativa haltförändringar av en giva visas i Tabell 17. Bakgrundshalter i mårskiktet baseras på övre gräns för avvikelseklass 2 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för tungmetaller i skogsmark ([www.Naturvårdsverket.se](http://www.Naturvårdsverket.se)). För krom och nickel är bakgrundshalt baserad på morän (Naturvårdsverket, 2010b) medan bakgrundsvärden för silver och tenn är baserade på jordbruksmark (Eriksson m.fl. 2010) varför en jämförelse om relativ förändring av halter inte återspeglar situationen för mårskiktet för dessa ämnen. För krom, kvicksilver, silver och tenn har vi inte funnit några uppgifter om  $K_d$  för humus och därför har de uteslutits ur beräkningar av långtidseliminering ur humusskiktet. Liksom för de organiska ämnena ska man här vara varsam med tolkning av resultaten från beräkningar av långtidseliminering eftersom de inte beaktar omsättning och pålagring av nytt organiskt material i humusskiktet.



Tabell 16. Beräknade riskkvoter för metaller avseende skogsmark. Riskkvoterna har beräknats med halter i svenskt slam (se bilaga 2).

Ämne	Riskkvoter mot medelhalter		Riskkvoter mot 90-percentil	
	Marklevande	Ytvatten	Marklevande	Ytvatten
Bly	0,02	0,01	0,025	0,006
Kadmium	0,05	0,06	0,088	0,1
Koppar	1,3	0,54	1,9	0,8
Krom	0,17	0,04	0,29	0,065
Kvicksilver	0,07	0,23	0,087	0,29
Nickel	0,10	0,01	0,14	0,01
Silver	0,15		0,17	
Tenn	0,04			
Zink	0,67	0,88	0,87	1,1



Figur 8. Beräknade riskkvoter för metaller och skogsmark avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Slam med medelhalter och 90-percentiler har använts. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren.

Tabell 17 Bakgrundshalter i svensk mår och  $PEC_{jord}$  efter en slamgiva på 10 ton/ha. Relativ haltökning efter 80 år avser jämförelse av beräknad kvarvarande andel av metaller tillförd i slamgiva med rådande bakgrundshalter. Medelhalter i svenskt slam har använts vid beräkningar (bilaga 2).

Ämne	Bakgrund i mår, *morän eller **åkermark (mg/kg ts)	$PEC_{jord}$ (mg/kg ts) efter slamgiva (10 ton/ha)	Initial relativ ökning av metallhalt	Relativ ökning av metallhalt till följd av slamgiva efter 80 års utlakning
Bly	32	33	4 %	3 %
Kadmium	0,8	0,85	7 %	3 %
Koppar	24	45	86 %	30 %
Krom	30 *	32	6 %	
Kvicksilver	0,14	0,18	25 %	
Nickel	25 *	26	4 %	1 %
Silver	0,11 **	0,26	130 %	
Tenn	1,8 **	2,7	49 %	
Zink	120	150	28 %	5 %

## 10. Växtetableringsskikt – risker för hälsa och miljö

### 10.1 Lågrisknivåer

Lågrisknivåer för växtetableringsskikt har beräknats för skyddsobjekten marklevande organismer, ytvatten samt hälsa, se Tabell 18 för organiska ämnen och Tabell 19 för metaller. Lågrisknivån för hälsa är inte beräknad med någon säkerhetsmarginal för exponering via andra källor än direkt intag av jord från platsen, utan detta diskuteras enskilt för de ämnen där riskkvoten är större än 0,1. För flertalet ämnen blir lågrisknivån för markmiljön styrande. För dioxiner, BDE209, fluoranten, bens(a)pyren och bly ligger lågrisknivån för hälsa vid "känslig markanvändning" på samma nivå eller liknande nivå (<3ggr skillnad) som för markmiljö. För BDE209, LAS och TBT ligger lågrisknivån på samma eller liknande nivå som för ytvatten.

Tabell 18. Beräknade lågrisknivåer för organiska ämnen i växtetableringsskikt. Enhet mg/kg TS.

Ämnen	LRN <sub>markmiljö</sub>	LRN <sub>yv</sub>	LRN <sub>hälsa KM</sub>	LRN <sub>hälsa MKM</sub>
dekametylcyklopentasiloxan	0,7	26000	21000	190000
dodekametylcyklohexasiloxan	0,9	36000	21000	190000
Galaxolid	0,31	29000	94000	850000
Tonalid	0,31	21000	3100	28000
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	1,7	12000	41000	375000
Trikresylfosfat	0,0004	16	4400	40000
Etylhexyldifenylfosfat	0,04	1800	3700	34000
Progesteron				
Diklofenak	1,0	4100	63	570
Ciprofloxacin	0,22	890	780	7000
C10-13 klorparaffiner	0,3	10400	62000	570000
Bisfenol A	3,2	92	6200	57000
Tributyltenn	0,24	0,66	31	280
Dibutyltenn	0,16	650	31	280
Perfluoroktansulfonsyra	0,010	5,2	19	170
Perfluordekansyra	1,9	10000	11	97
Perfluorundekansyra	2,6	10000		
Dioxiner	0,00025	0,0034	0,00025	0,0023
DEHP	13	810 000	6250	57000
DBP	2,0		1250	11000
4-Oktylfenol	0,0067	13	19000	170000
Oktylfenoletoxilat				
4-Nonylfenol	0,30	167	18750	170000
Nonylfenoletoxilat				

Ämnen	LRN <sub>markmiljö</sub>	LRN <sub>yv</sub>	LRN <sub>hälsa KM</sub>	LRN <sub>hälsa MKM</sub>
LAS	35	70		
Naftalen	1,0	240	2500	23000
Acenaftylen	0,29	400	5000	45000
Acenaften	0,038	1300	5000	45000
Fenanthren	1,8	2700	210	1900
Antracen	0,13	61	210	1900
Fluoren	1,0	4400	210	1900
Fluoranten	1,5	1600	2,1	19
Pyren	1,0	160	100	940
Bens(a)antracen	0,079	770	21	190
Krysen	0,55	3800	3,5	32
Benso(a)pyren	0,053	3400	0,10	0,94
Benso(b)fluoranten	0,28	680	1,0	9,4
Indeno(123cd)pyren		220	1,0	9,4
Dibens(ah)antracen		200	0,094	0,85
Benso(ghi)perylen	0,17	1700	5,3	48
PCB-28			0,16	1,4
PCB-52			0,22	2,0
PCB-101			0,034	0,31
PCB-118			0,016	0,14
PCB-138			0,034	0,31
PCB-153			0,024	0,22
PCB-180			0,0075	0,068
PCB7	0,10	2,3	0,50	4,5
Penta-PBDE		11	15	130
BDE-99	0,38	26	13	110
BDE-209	98	100	120	1100

Tabell 19. Beräknade lågrisknivåer för metaller i växtetableringsskikt. Enhet mg/kg TS.

Metaller	LRN <sub>markmiljö</sub>	LRN <sub>yv</sub>	LRN <sub>hälsa KM</sub>	LRN <sub>hälsa MKM</sub>
Bly	200	30000	440	4000
Kadmium	4,0	56	45	400
Koppar	80	4000	62000	570000
Krom	80	9600	190000	1700000
Kvicksilver	5,0	126	29	260
Nickel	70	3000	1500	14000
Silver	15		620	5700
Tenn	22		25000	230000
Zink	250	14000	37000	340000

## 10.2 Jämförelse med halter i förekommande växtetableringsskikt

Framställning av anläggningsjord med syftet att användas som växtetableringsskikt är inte en standardteknik. Det finns inte heller någon samlad bild av föroreningsnivåerna i sådana material. Enligt kontakter med kommunala miljöhandläggare innehåller anläggningsjord ofta i storleksordningen 50 % slam, blandat med t.ex. bark och sand. Ett allmänt certifieringssystem för produktion av anläggningsjord skapades av SP år 2006 (SP, 2006). Manualen visar att ett stort antal material kan ingå i skapade anläggningsjordar, som dock inte nödvändigtvis är lämpliga växtetableringsskikt.

Av ovanstående skäl kan en mer definitiv riskkaraktärisering inte genomföras. För att illustrera riskbilden har vi jämfört med beräknade lågrisknivåer för växtetableringsskikt (avsnitt 10.1) med en fiktiv produkt som består av 50 vikts-% slam utblandat med ett "inert och rent" material. De beräknade LRN-nivåerna kan dock användas för att jämföra med vilken produkt som helst. Föroreningsnivåer i slam representeras av dagens medelhalter (se bilaga 2). I Tabell 20 och Tabell 21 redovisas samtliga riskkvoter och i Figur 9 och Figur 10 illustreras riskkvoterna för de ämnen där riskkvoten för något skyddsobjekt varit  $>0,01$ .

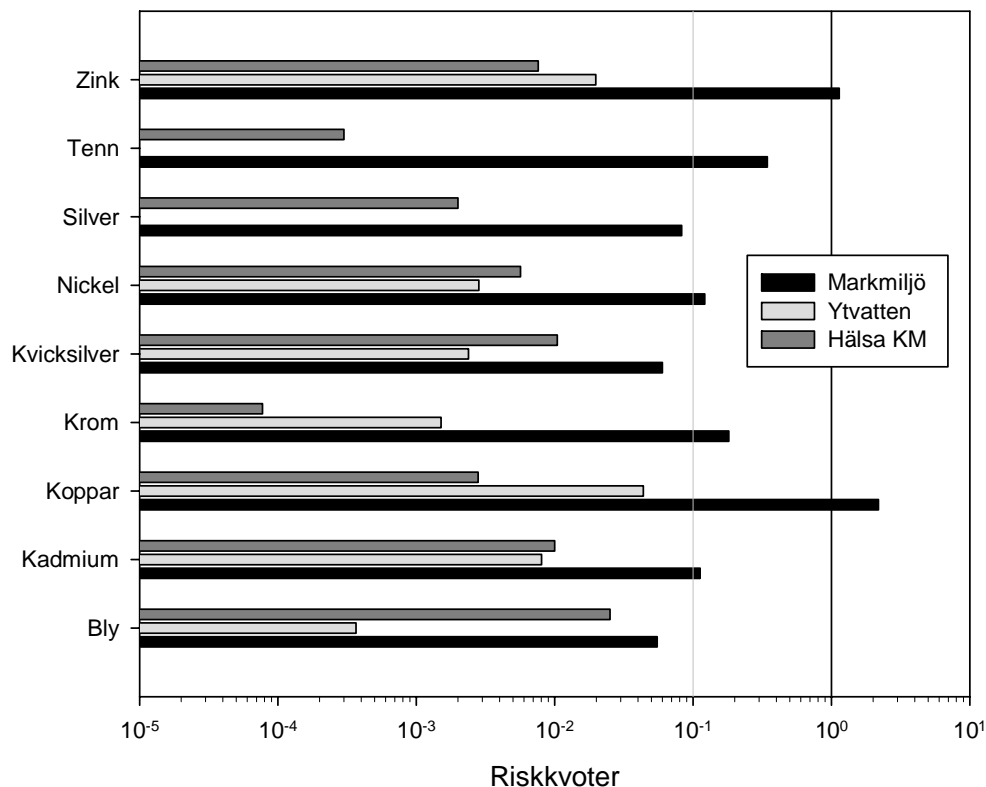
För flera av de organiska ämnena (t.ex. galaxolid, trikresylfosfat, EHDPP, ciprofloxacin, PFOS, DEHP, oktylfenol, nonylfenol och LAS) och för koppar överskrider lågrisknivån för markmiljö (riskkvot  $>1$ ) i ett växtetableringsskikt med 50 % slam inblandat. Störst överskridande av lågrisknivån för markmiljö utgör trikresylfosfat och oktylfenol, med riskkvoter högre än 50 för en etableringsjord med 50 % slam. PNEC-värdet för dessa ämnens effekter på marklevande organismer härrör från tester på vattenlevande organismer och har betraktats som mycket osäkert vad gäller markorganismer (VKM, 2009). Nonylfenol som är snarlik oktylfenol är mer välstuderat och har ett betydligt högre värde.

För LAS överskrider lågrisknivån för ytvatten med 50 % inblandning av slam. För övriga ämnen är säkerhetsmarginalen en faktor 20 eller större. Ingen av ämnena i en etableringsjord med 50 % inblandning av slam överskrider lågrisknivån för hälsa baserad på exponering via intag av jord. Samtliga ämnen har en riskkvot för hälsa  $<0,1$  och för flertalet ämnen är säkerhetsmarginalen betydligt större, varför en säkerhetsmarginal för kompensation för exponering via andra källor ej anses nödvändig.


Av de ämnen för vilka halterna i växtetableringsskiktet beräknats överskrida styrande lågrisknivå är följande relativt lättnedbrytbara ( $t_{1/2}$  i jord  $< ca 30$  dygn): TCP, oktylfenol, nonylfenol och LAS. Det är därför osäkert om halterna av dessa ämnen i ett växtetableringsskikt är så höga som beräknats här, då ingen nedbrytning beaktats i växtetableringsskikt. Flera av de andra "riskämnena", t.ex. galaxolid, ciprofloxacin och koppar förväntas dock vara tämligen stabila i jorden. Både ciprofloxacin och koppar kan förväntas vara toxiska gentemot mikroorganismer, vilka är viktiga organismer för en god växtmiljö.

Tabell 20. Beräknade riskkvoter för metaller avseende ett växtetableringssskikt med en antagen inblandning av slam med 50 %. Riskkvoterna har beräknats utifrån dagens medelhalter i svenskt slam (se bilaga 2). Riskkvoter >0,1 är markerade med fetstil.

Metaller	Riskkvot markmiljö	Riskkvot ytvatten	Riskkvot hälsa intag jord KM	Riskkvot hälsa intag jord MKM
Bly	5,5E-02	3,7E-04	2,5E-02	2,8E-03
Kadmium	0,11	8,0E-03	1,0E-02	1,1E-03
Koppar	2,2	4,4E-02	2,8E-03	3,1E-04
Krom	0,18	1,5E-03	7,7E-05	8,5E-06
Kvicksilver	6,0E-02	2,4E-03	1,0E-02	1,1E-03
Nickel	0,12	2,8E-03	5,7E-03	6,2E-04
Silver	8,3E-02		2,0E-03	2,2E-04
Tenn	0,34		3,0E-04	3,3E-05
Zink	1,1	2,0E-02	7,6E-03	8,4E-04

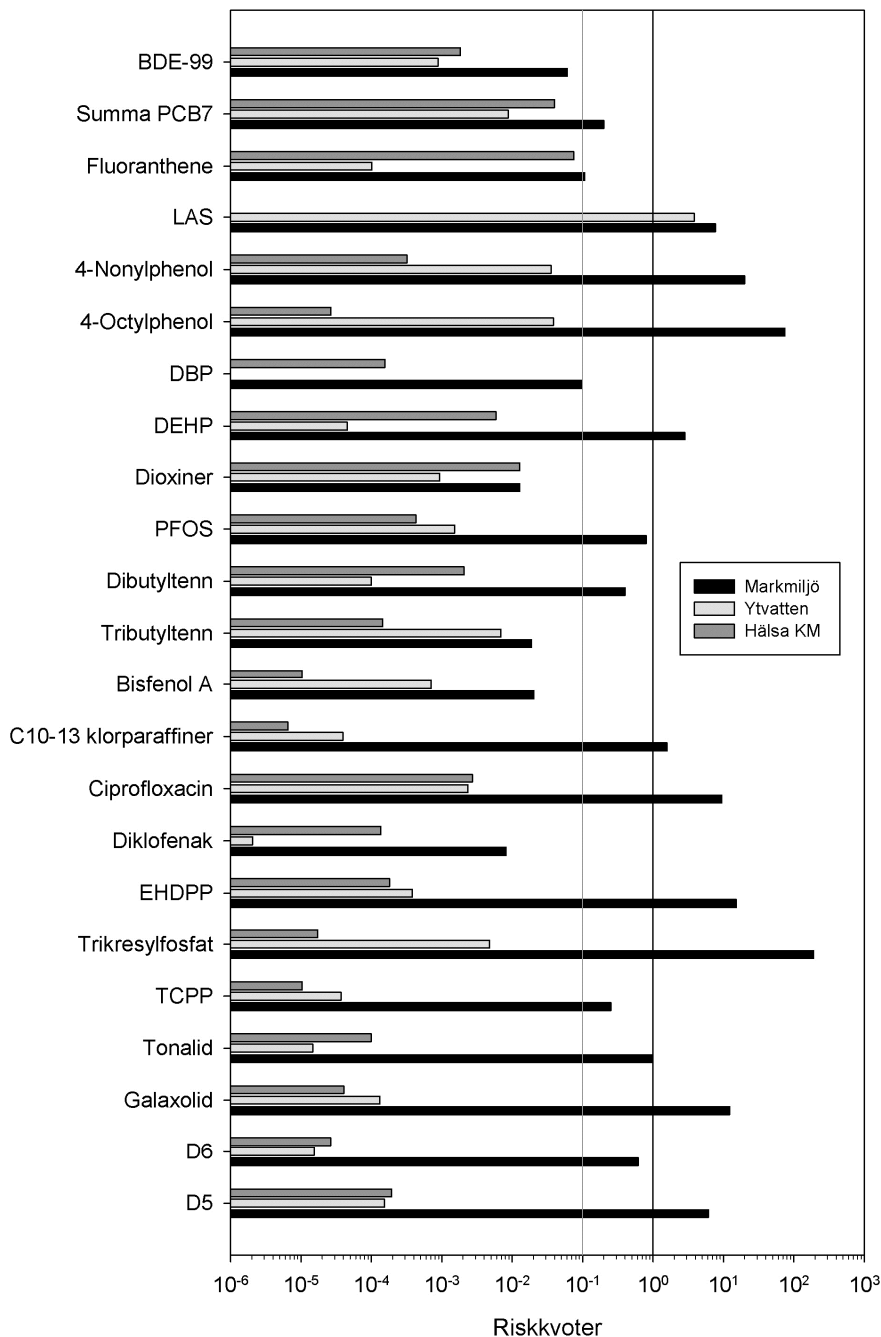


Figur 9. Beräknade riskkvoter för metaller och växtetableringssskikt avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Slam med medelhalter har använts. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		


Tabell 21. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen avseende ett växtetableringsskikt med en antagen inblandning av slam med 50 %. Riskkvoterna har beräknats utifrån dagens medelhalter i svenskt slam (se bilaga 2). Riskkvoter >0,1 är markerade med fetstil.

Organiska ämnen	Riskkvot markmiljö	Riskkvot ytvatten	Riskkvot hälsa intag jord KM	Riskkvot hälsa intag jord MKM
Dekametylcyklopentasiloxan	6,1	1,5E-04	1,9E-04	2,1E-05
Dodekametylcyklohexasiloxan	0,61	1,5E-05	2,6E-05	2,9E-06
Galaxolid	12,3	1,3E-04	4,1E-05	4,5E-06
Tonalid	1,0	1,5E-05	9,9E-05	1,1E-05
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	0,25	3,7E-05	1,0E-05	1,1E-06
Trikresylfosfat	191	4,8E-03	1,7E-05	1,9E-06
Etylhexyldifenylfosfat	15	3,8E-04	1,8E-04	2,0E-05
Diklofenak	8,2E-03	2,1E-06	1,4E-04	1,5E-05
Ciprofloxacina	9,4	2,3E-03	2,7E-03	3,0E-04
C10-13 klorparaffiner	1,6	4,0E-05	6,6E-06	7,2E-07
Bisfenol A	2,0E-02	7,1E-04	1,0E-05	1,1E-06
Tributyltenn	1,9E-02	6,8E-03	1,4E-04	1,6E-05
Dibutyltenn	0,40	1,0E-04	2,1E-03	2,3E-04
Perfluoroktansulfonsyra	0,80	1,5E-03	4,3E-04	4,7E-05
Perfluorodekansyra	8,7E-04	1,6E-07	1,5E-04	1,7E-05
Perfluorundekansyra	6,0E-04	1,5E-07	n.d.	n.d.
Dioxiner	1,3E-02	9,3E-04	1,3E-02	1,4E-03
DEHP	2,8	4,6E-05	5,9E-03	6,5E-04
DBP	9,8E-02	n.d.	1,6E-04	1,7E-05
4-Oktylfenol	75	3,8E-02	2,7E-05	2,9E-06
4-Nonylfenol	20	3,6E-02	3,2E-04	3,5E-05
LAS	7,7	3,8	n.d.	n.d.
Fluoranten	0,11	1,0E-04	7,5E-02	8,3E-03
Summa PCB7	0,20	8,7E-03	4,0E-02	4,4E-03
BDE-99	6,1E-02	8,8E-04	1,8E-03	2,0E-04
BDE-209	1,7E-03	1,6E-03	1,3E-03	1,5E-04



Figur 10. Beräknade riskkvoter för organiska ämnen och växtetableringsskikt avseende skydd av marklevande organismer, hälsa och ytvatten. Slam med medelhalter har använts. Endast ämnen med riskkvot överstigande 0,01 visas i figuren.



Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

Idag finns redan riktvärden för flera ämnen för förorenade områden samt för återvinning av avfall i anläggningsändamål som tillämpas och reglerar haltnivåer i jord. Eftersom ett växtetableringsskikt kan anses motsvara liknande användningsområden har de lägsta beräknade lågrisknivåerna för växtetableringsskiktet för några utvalda ämnen jämförts med några riktvärden i Tabell 22. Av denna jämförelse framgår att LRN för ett växtetableringsskikt generellt är högre än dessa riktvärden. Detta beror bl.a. på val av olika effektnivåer t.ex. så används för nivån mindre än ringa risk bakgrundshalter i jord som riktlinje för fri användning av avfall, medan för förorenad jord så beaktas fler exponeringsvägar vid bedömning av hälsorisker.

Tabell 22. Den lägsta beräknade lågrisknivån (LRN) för växtetableringsskikt för några ämnen jämfört med nivå för mindre än ringa risk och generella riktvärden för känslig markanvändning (KM). Styrande faktor och/eller skillnad i riktvärdena redovisa även.

Ämne	Lägsta LRN etableringsskikt	Styrande	Mindre än ringa risk	Styrande/Skillnad	KM	Styrande/Skillnad
Bly	200	Markmiljö 75 % skydd	20	Bakgrundshalt - 90 perc	50	Hälsa, intag jord, 80 % exp andra källor, fler exp.vägar beaktas
Kadmium	4	Markmiljö 75 % skydd	0,2	Bakgrundshalt - 90 perc	0,5	Hälsa, intag växter, 80 % exp andra källor, fler exp.vägar beaktas
Koppar	80	Markmiljö 75 % skydd	40	Markmiljö 95 % skydd	80	Markmiljö 75 % skydd
Kvicksilver	5	Markmiljö 75 % skydd	0,1	Bakgrundshalt - 90 perc	0,25	Hälsa, inandning ånga inomhus, 80 % exp andra källor, fler exp. vägar beaktas
Zink	250	Markmiljö 75 % skydd	120	Markmiljö 95 % skydd	250	Markmiljö 75 % skydd
PCB7	0,1	Markmiljö 75 % skydd			0,008	Hälsa, intag växter, 90 % exp andra källor, fler exp. vägar beaktas
Dioxiner	0,00025	Markmiljö/Hälsa KM			0,00002	Hälsa, intag jord, 90 % exp andra källor, fler exp.vägar beaktas

## 11. Diskussion


### 11.1 Begränsningar och osäkerheter

Vid återföring av fosforfraktioner till produktionsmark förefaller det oundvikligt att även oönskade ämnen tillförs marken. Att kvantitativt bedöma vad som händer med dessa föroreningar i matjorden samt om det riskerar att orsaka skador på hälsa eller miljö görs troligen säkrast genom omfattande fältundersökningar på enskilda åkrar. För att i förväg kunna bedöma i vilken grad tillförseln av dessa föroreningar behöver regleras förutsätter dock modellberäkningar. Sådana beräkningar är beroende av en konceptuell beskrivning av spridnings- och exponeringsvägar, parameterdata för de enskilda föroreningarna, kunskap om atmosfärsdeposition samt om jordens innehåll av föroreningarna mm. I föreliggande arbete har stort arbete ägnats åt att välja parametervärden samt ansätta rimligt konservativa randvillkor för spridning och exponering. Andra osäkerheter och begränsningar är:

- Samverkans effekter
- Andra ämnen
- Andra skyddsobjekt

Ett grovt mått på samverkans effekter för blandningar av ämnen kan erhållas genom att summera riskkvoter för de enskilda ämnena (EC, 2009). PEC/PNEC-summering är emellertid att betrakta som en konservativ första bedömning av samverkans effekter, eftersom man summerar riskkvoter som inte alltid avser samma biologiska grupp (Backhaus och Faust, 2012). Skattningen av toxiciteten blir därför något överskattad. För att illustrera potential för samverkans effekter har den summerade riskkvoten för marklevande organismer beräknats för åkermark och skogsmark (Tabell 23), givet medelhalter i dagens slam. För åkermark prediceras en svag risk från metaller men inte från de organiska ämnena som ingår.

En liknande beräkning av potentiella samverkans effekter publicerades nyligen för norska förhållanden för ett stort antal organiska ämnen samt metaller (KLIF, 2012). En stor del av föroreningarna är gemensamma med de i denna rapport. Beräkningen baserades på en slamgiva av 40 ton/ha, dvs ca 12 gånger högre än en svensk giva, men tog inte hänsyn till nedbrytning i jorden eller till upplagring efter upprepade givor. Den summerade riskkvoten i den norska studien var tydligt över ett, vilket indikerar risk för negativa samverkans effekter. Två ämnen stod för 80% av detta värde, nämligen trikresylfosfat och dodekylfenol. För båda dessa ämnen är PNEC beräknat från toxdata för akvatiska organismer, vilket bl.a. innebär att toxiciteten av trikresylfosfat för marklevande organismer styrs av effekter på fisk (storspigg). Slamhalterna av dodekylfenol uppges också vara mycket osäkra eftersom en av två studier bara visade halter under rapporteringsgränsen. Även i svenskt slam är dodekylfenol huvudsakligen lägre än rapporteringsgränsen (IVL, 2004). Med hänsyn till den stora givan, att man inte beaktar nedbrytning, samt osäkra toxicitetsdata för de styrande ämnena, bedömer vi inte att slutsatserna i KLIF (2012) är relevanta för denna utredning.

Uppdragsnr: 10170845	Riskbedömning vid fosforåterföring	
Daterad: 2013-02-15		

Tabell 23. Summerade riskkvoter för marklevande organismer.

Marktyp	Metaller		Organiska ämnen	
	ΣRQ	Högsta enskilda RQ	ΣRQ	Högsta enskilda RQ
Åkermark	1,2	koppar (0,6)	0,6	TCP (0,36)
Skogsmark	2,6	koppar (1,3)	27	TCP (16)

Ett mer empiriskt sätt att undersöka samverkans effekter är att studera mikrobiella processer eller andra markbiologiska variabler i fält, där fält med och utan slam kan jämföras. Flera svenska fältstudier av längre tids slambehandlade åkrar visar inga signifikanta negativa effekter på mikrobiologiska processer eller dagmask vid slamgivor motsvarande de som här bedömts (Dahlin m fl 1997; Sjögren-Öhrn m fl 1998; VAFAB, 2006). Vissa positiva effekter har påvisats vid dessa slamgivor, t.ex. ökad respiration, ökad kväve mineralisering och ökad täthet av dagmaskar. Studierna tyder på att effekten från t.ex. slam på de mikrobiella kväveomsättande processerna är svårtolkat. Dessa processer kan påverkas av tillgången på respirabelt kol men också på tillgången av ammonium och nitrat, faktorer som kan påverkas av skillnader i gödselmedel. Det är alltså svårt att särskilja eventuella toxiska effekter. Dock tyder genomförda fältförsök på relativt små skillnader mellan slamgödslade och icke-slamgödslade fält avseende t.ex. kväve mineralisering och potential för denitrifikation och nitrifikation (Sjögren-Öhrn m fl 1998; VAFAB, 2006).

Vid högre slamgivor har dock vissa negativa effekter på mikrobiella processer påvisats, och dessa effekter orsakades sannolikt av metaller (Dahlin m fl ,1997). Detta förefaller överensstämma med de relativt låga summerade riskkvoterna och vetenskapen att det är något över-skattat mått på risk.

För skogsmark är de summerade riskkvoterna tydligt över ett, särskilt för organiska ämnen. Såsom tidigare framhållits är riskbedömningen för skogsmark mer indikativ. Det finns tidigare experimentella undersökningar som indikerar att nuvarande föroreningsnivå av vissa tungmetaller i mår på vissa platser i Sverige redan kan utgöra en risk för effekter på mikrobiella processer. Bringmark och Bringmark (2001a) pekar på signifikanta samband mellan mikrobiell respiration och halter av bly respektive kvicksilver i svensk mår på platser där medelhalter av bly överskred 74 mg/g och kvicksilver 0,25 mg/kg. För kadmium kunde inga signifikanta samband påvisas. Det är svårt att tolka resultat av studien eftersom den bygger på halter av föroreningar av kadmium, bly och kvicksilver *in situ*. Inte heller anger resultaten en förväntad effektnivå utan relaterar till rådande medelvärde på undersökta platser. Inga andra föroreningar analyserades, vilka skulle kunna bidra till påverkan på mikrobiell respiration. En kontrollerad långtidsstudie av samma författare (Bringmark och Bringmark, 2001b) på effekter av tillsatt bly och kvicksilver till humus gav EC10-värden på mikrobiell respiration vid blyhalter på ca 225 mg/kg i måren. Detta motsvarade en haltökning på 3,5 gånger jämfört med kontrollprover. Inga signifikanta effekter av kvicksilver kunde påvisas men tillskrevs trots det på grund av tydliga observerade effekter en tentativ EC10 på 2-3

mg/kg. De halter som rapporteras som EC10 i den senare studien skulle utgöra mycket stor avvikelse från bakgrundshalter enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för skogsmark.

Det är också känt att fler metaller och organiska föroreningar förekommer i t.ex. slam, jämfört med vad som kunnat hanteras denna rapport. Sådana osäkerheter kommer man aldrig helt ifrån, varför det är viktigt att relatera beräknade riskbedömningar till publicerade ekotoxikologiska tester eller biologiska undersökningar. Föreliggande utredning omfattar dock de metaller som uppträder i högst halter i slam såväl som de med mest kända toxiska egenskaper, t.ex. kadmium, koppar och kvicksilver. Detsamma kan sägas om organiska föroreningar, när även de ämnen som riskbedöms i Sternbeck (2011a) beaktas.

Andra skyddsobjekt är bl.a. grundvatten och boskap. Grundvatten anses här delvis beskrivas med bedömningen för ytvatten, eftersom utspädningen som använts är mycket låg. Boskap antas skyddas genom hälsoriskbedömningen samt de karenstider för betande djur som gäller.

## 11.2 Tillämpning av lågrisknivåer som rikt- eller gränsvärden

Om man önskar kunna använda olika fosforrika avlopp- eller avfallsfraktioner för att återföra fosfor och andra näringämnen till de produktiva markerna kan gränsvärden användas för att minska oönskad tillförsel av föroreningar. Begränsad tillförsel kan också kompletteras med andra styrmedel, t.ex.:

- Lägre gränsvärden för kadmium i de geografiska områden som uppvisar höga kadmiumhalter i grödor (se t.ex. Eriksson m.fl. 2010).
- Reglering av hur ofta fraktionerna får användas. En växling mellan t.ex. slam och konstgödsel skulle minska risken för upplagring av persistenta organiska föroreningar i åkermarken, om slammet användes t.ex. vart 10:e eller 15:e år.
- En inblandning av mineralgödsel i slam skulle också kunna ge lägre föroreningsinnehåll räknat per fosforvikt.

Flera utgångspunkter är tänkbara för att utforma rikt- eller gränsvärden:

- Säker användning på t.ex. jordbrukmark kräver låga risker för hälsa och miljö.
- Minimera långsiktig upplagring av utfasningsämnen i åkermarken
- Generellt minskande utsläpp av farliga ämnen.

De två förstnämnda aspekterna har varit utgångspunkten för denna utredning. Halter i slam kan också ses som en generell indikator på förekomst och utsläpp av farliga ämnen. För att bidra till att minska dessa utsläpp skulle mål om successivt minskande halter i slam kunna vara en mekanism. Man får då arbeta med kartläggning och substitution uppströms reningsverken. Kvantitativa mål kan antingen upprättas på nationell nivå (t.ex. minskande nationell medelhalt) eller på enskilda reningsverk. Ytterligare diskussioner om dessa aspekter återfinns bl.a. i Sternbeck m.fl (2011a).

## 12. Referenser

- Andersson A, 1992. Trace elements in agricultural soils – fluxes, balances and background values. Swedish Environmental Protection Agency, report 4077.
- Andersson P.G. (2012) Slamspridning på åkermark - fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981–201. Hushållningsällskapetets rapportserie 16.
- Backhaus T, Faust M (2012) Predictive Environmental Risk Assessment of Chemical Mixtures: A Conceptual Framework, Environ. Sci. Technol., 46, 2564–2573.
- Balk, F., Ford, R.A., 1999. Environmental risk assessment for the polycyclic musks AHTN and HHCb in the EU I Fate and exposure assessment. Toxicol. Lett. 111, 57–79.
- Brandt M., Jutman T. och Alexandersson H. (1994) Sveriges vattenbalans. Årsmedelvärden 1961–1990 av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI rapport.
- Bringmark och Bringmark (2001a) Soil respiration in relation to small-scale patterns of lead and mercury in mor layers of southern Swedish forest sites. Water, air and soil pollution: Focus 1: 395-408.
- Bringmark och Bringmark (2001b) Lowest effect levels of lead and mercury on decomposition of mor layer samples in a long-term experiment. Water, air and soil pollution: Focus 1: 425-437.
- Dahlin S., Witter E., Mårthensson A. Turner A och Bååth, E. (1997) Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination, Soil Biol. Biochem. 29, 1405-1415.
- EA (2009a) Environment Agency United Kingdom, 2009. Environmental Risk Assessment Report: Decamethylcyclotrasiloxane Brooke D N, Crookes M J, Gray D and Robertson S. ISBN: 978-1-84911-029-7
- EA (2009b) Environment Agency United Kingdom, 2009. Environmental Risk Assessment Report: Dodecamethylcyclotrasiloxane Brooke D N, Crookes M J, Gray D and Robertson, S ISBN: 978-1-84911-030-3
- EA (2009c) Environment Agency United Kingdom, 2009. Environmental risk evaluation report: Tricresyl phosphate (CAS no. 1330-78-5) Brooke D N, Crookes M J, Quarterman P and Burns J
- EA (2009d) Environment Agency United Kingdom, 2009. Environmental risk evaluation report: 2-Ethylhexyl diphenyl phosphate (CAS no. 1241-94-7) Brooke D N, Crookes M J, Quarterman P and Burns J
- EA (2004) Environment Agency United Kingdom, 2004. Environmental Risk Evaluation Report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS) D Brooke, A Footitt, T A Nwaogu

- EC (2000a) European Union Risk Assessment Report, 2000, ALKANES, C 10-13, CHLORO- CAS-No.: 85535-84-8 EINECS-No: 287-476-5 RISK ASSESSMENT. ISBN 92-828-8451-1
- 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 (2003) Technical Guidance Document for risk assessment. European Commission.
- EC (2008a) European Union Risk Assessment Report, 2010, 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-Hexamethylcyclopenta- $\gamma$ -2-Benzopyran (1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-Hexamethylin-Deno[5,6-C]Pyran - HHCb) CAS No: 1222-05-5, EINECS No: 214-946-9
- EC (2008b) European Union Risk Assessment Report, 2008, tris (2-chloro-1-methylethyl) phosphate (TCPP) CAS No: 13674-84-5 EINECS No: 237-158-7
- EC (2008c) Guidance on information requirements and chemical safety assessment Chapter R.10: Characterisation of dose [concentration]-response for environment.
- EC (2008d) European Union Risk Assessment Report 1-(5,6,7,8-tetrahydro-3,5,5,6,8,8-hexamethyl-2-naphthyl)ethan-1-one (AHTN) CAS No: 1506-02-1
- EC (2009) Kortenkamp A, Backhaus T och Faust M., 2009. State of the Art Report on Mixture Toxicity - Final Report, Executive Summary. European commission.
- EC (2010) European Union Risk Assessment Report, 2010, Environment Addendum of February 2008. 4,4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A) CAS Number: 80-05-7 EINECS Number: 201-245-8.
- ECHA (2010) Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.16: Environmental Exposure Estimation.
- 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). The 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. The EFSA Journal (2008) 653, 1-131.
- EFSA (2009) Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food. The EFSA Journal (2009) 980, 1-139.
- Eggen T, Möder M, Arukwe A (2011a) Emerging contaminants in consumer products: environmental fate and transfer to human food-chain. I "Food and Environment: The question for a sustainable future. Redigerad av Popov V och Brebbia C.A. WIT Press.



- Eggen T, Asp T.N., Grave K, Hormanzabal V (2011b) Uptake and translocation of metformin, ciprofloxacin and narasin in forage and crop plants. *Chemosphere* 85, 26-33.
- EMA (1998) Committee for veterinary medicinal products. Enrofloxacin. Summary report (2). EMA/MRL/388/98-FINAL July 1998.
- EMA (1999) Committee for veterinary medicinal products. Progesterone. Summary report. EMA/MRL/146/96-FINAL December 1999.
- EMA (2003) Committee for veterinary medicinal products. Diclofenac. Summary report. EMA/MRL/885/03-FINAL September 2003.
- Environment Canada (2008) Screening Assessment for the challenge decamethylcyclopentasiloxane (D5). Chemical Abstracts Service Registry Number 541-02-6.
- Eriksson J, Mattsson L. och Söderström M (2010) Tillståndet i svensk åkermark och gröda - Data från 2001-2007. Naturvårdsverket rapport 6349.
- Haglund P. och Marklund A. (2004) Organofosfater i svensk miljö - Ett screeninguppdrag från Naturvårdsverket. Rapport från Miljö kemi, Umeå Universitet.
- HERA (2004) Polycyclic musks AHTN (CAS 1506-02-1) and HHCB (CAS 1222-05-05). Version 2.0.
- Higgins, C.P.; Luthy, R.G. Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ. Sci. Technol.* 2006, 40, 7251 – 7256.
- Howard P.H. och Muir D.C.G. (2011) Identifying new persistent and bioaccumulative organics among chemicals in commerce II: Pharmaceuticals. *Environ. Sci. Technol.* 45, 6938 – 6946.
- Human & Environmental Risk Assessment on ingredients of Household Cleaning Products.
- IVL (2004) Screening tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols in the Swedish environment. IVL rapport B 1594.
- IVL (2011) Nationell Miljöövervakning - Luft Data t.o.m. 2009. IVL rapport B 1968.
- Jensen J, Smith SR, Krogh PH, Versteeg DJ, Temara A. (2007) European risk assessment of LAS in agricultural soil revisited: species sensitivity distribution and risk estimates. *Chemosphere* 69, 880-92.
- Kemikalieinspektionen (2011) Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull, Kemikalieinspektionen, rapport 1/11.
- KLIF (2006) Initial assessment of eleven pharmaceuticals using the EMA guideline in Norway. TA-2216/2006, ISBN 82-7655-295-1
- KLIF (2012) Noen miljøskadelige stoffer i avløpsslam – forekomst og miljørisiko. TA-3005/2012.

- Knäbel A., Stehle S., Schäfer R.B. och Schulz R. (2012) Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field. *Environ. Sci. Technol.* 46, 8397–8404.
- Kreinberg, 2012. The Sorption and Transformation of Tylosin and Progesterone by Soils. Doktorsavhandling.
- Lindberg R, Tysklind M, Miljöriskbedömning av skogsgödsling med pelleterat/granulerat avloppsslam – syntetiska organiska ämnen. Slutrapport STEM P30686-1: 2007-2009
- Livsmedelsverket (2012a) Market basket 2010 – chemical analysis, exposure estimation and health-related assessment of nutrients and toxic compounds in Swedish food baskets. Rapport nr 7 – 2012.
- Livsmedelsverket (2012b) Riksmaten – vuxna 2010–11 - Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige.
- Macherius A, Eggen T, Lorenz WG, Reemtsma T, Winkler U, Moeder M (2012) Uptake of galaxolide, tonalide, and triclosan by carrot, barley and meadow fescue plants. *J. Agric. Food Chem.* 60, 7785-7791.
- McBride M.B (2003) Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks. *Adv. Environ. Res.* 8, 5-19.
- MST (1997) Soil quality criteria for selected compounds. Working report no. 83, 1997. Danish Environmental Protection Agency, EPA.
- MST, 2012. Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. Danish Environmental Protection Agency, EPA.
- Nilsson och Lundin, 2006. Uppskattning av volymvikten i svenska skogsjordar från halten och vägledning organiskt kol och markdjup. SLU Rapport 91.
- NFS 1998:944. Förordning om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter.
- Naturvårdsverket (2001) Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Rapport 5148.
- Naturvårdsverket (2007) Modeller för spridning av metaller från mark till vatten. Naturvårdsverket rapport 5741.
- Naturvårdsverket (2008) Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Rapport 5799.
- Naturvårdsverket (2009) Naturvårdsverket, 2009. Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket (2010a). Tillståndet i svensk åkermark och gröda Data från 2001-2007 Rapport 6349
- Naturvårdsverket (2010b). Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1.



- Naturvårdsverket (2012) Environmental and Health Risk Assessment of Perfluoroalkylated and Polyfluoroalkylated Substances (PFASs) in Sweden, 2012. Daniel Borg and Helen Håkansson, Naturvårdsverket Report 6513.
- Novak J och Trapp S, 2005. Growth of plants on TBT contaminated harbour sludge and effect on TBT removal. *Environ Sci & Pollut Res* 12 (6), 332-341.
- OECD (2006) Emission Scenario Document for Insecticides for Stables and Manure Storage Systems. OECD Series On Emission Scenario Documents Number 14 .
- Palm-Cousins A., Hansson K., Brorström-Lundén E. och Schlabach M. (2006) Dioxins in the atmosphere. IVL U1969.
- Regnery J (2010) Organophosphates in precipitation, lake water, and groundwater from urban and remote areas . Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Naturwissenschaften vorgelegt beim Fachbereich Geowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Main.
- Reiss R, Lewis G, Griffin J. (2009) An ecological risk assessment for triclosan in the terrestrial environment. *Environ Toxicol Chem* 28:1546–56.
- RIVM (2010) Environmental risk limits for PFOS, A proposal for water quality standards in accordance with the Water Framework Directive, RIVM Report 601714013/2010 C.T.A. Moermond, E.M.J. Verbruggen, C.E. Smit
- RIVM (2012) Environmental risk limits for organotin compounds, RIVM Report 607711009/2012 R. van Herwijnen.
- Sahlén m. fl., 2011. Kväveberikning och skogsgödsling med torkat granulerat avloppsslam. Svenskt vatten utveckling. Rapport 2011-09 .
- Sand S och Becker W. (2012) Assessment of dietary cadmium exposure in Sweden and population health concern including scenario analysis. *Food Chem Toxicol.* 50, 536-544.
- Sauvé, S., Hendershot, W. & Allen, H.E. (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: Dependence of pH, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science and Technology* 34, 1125-1131.
- Sauvé S. m.fl. (2003) Solid–Solution Partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the Organic Horizons of a Forest Soil. *Environ. Sci. Technol.* 37, 5191–5196.
- Schowaneck D. et al. (2004) A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture – conceptual framework. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 40 (3), 227–251.
- SCB (2011) Jordbruksstatistisk årsbok 2011.
- SCB (2012) MI 22 SM 1201. Utsläpp till vatten och slamproduktion 2010.

- Sepulvado J.G., Blaine A. C. Hundal L.S. och Higgins C.P. (2011) Occurrence and fate of perfluorochemicals in soil following the land application of municipal biosolids. *Environ. Sci. Technol.* 45, 8106–8112.
- SNFS 1994:02. Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket.
- Sinkonnen S. och Paasivirta J. (2000) Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere* 40, 943–949.
- Sjögren-Öhrn, M., Hall, M., Gunnarsson, T. (1998). Effekterna av normala och stora givor rötslam på småringmaskar och daggmaskar. *Zoekologiska avd., Ekologiska Inst., Lunds Universitet.*
- Skogsskötselserien, 2009. Produktionshöjande åtgärder.
- Skogsstyrelsen, 2008. Meddelande 2:2008 Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring.
- Skogsstyrelsen, 2007. Meddelande 2:2007; Kvävegödsling av skogsmark
- Skogsstyrelsen, 2010. SkogsEko 2/2010
- Stahl T, Heyn J, Thiele H, Hüther J, Filing K, Georgii S, Brunn H, 2009. Carryover of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) from soil to plants. *Arch Environ Contam Toxicol*, 57: 289-298.
- Sternbeck J. och Österås A.H. (2010) Miljöövervakning av miljögifter i urbana områden - sammanställning och analys. WSP rapport till Naturvårdsverket.
- Sternbeck J., Blytt L.D., Gustavson K., Frankki S. och Bjergström (2011a) Using sludge on arable land – effect based levels and longterm accumulation for certain organic pollutants. Report to the Nordic Council of Ministers. TemaNord 2011:506.
- Sternbeck J., Eriksson J. och Österås A.H. (2011b) The role of mineral fertilisers for cadmium in Swedish agricultural soil and crops. Bilaga 4 i Kadmiumhalten måste minska – för folkhälsans skull, Kemikalieinspektionen, rapport 1/11.
- Tolls, J., 2001. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review. *Environ. Sci. Technol.* 35, 3397–3406.
- Trapp S och Eggen T, 2012. Simulation of the plant uptake of organophosphates and other emerging pollutants for greenhouse experiments and field conditions. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2012 Dec 5. (in press)
- USEPA 2005 partition coefficients for metals in surface water, soil, and waste. EPA/600/R-05/074 July 2005 Environmental Protection Agency US.
- USEPA, 2013 Occurrence and fate of pharmaceuticals and personal care products within sewage sludge and sludge-enriched soils STRIVE Report Series No.34 Environmental Protection Agency Program 2007-2013.

VKM (2009) Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils 05/511-22-final VKM, Oslo, Norge.

WSP (2013a) Förekomst av föroreningar i olika avlopp- och avfallsfraktioner som är relevanta för fosforåterföring.

WSP (2013b) Upptag i växter och effekter på markorganismer vid återföring av fosfor - litteraturstudie.

[www-markinfo.slu.se](http://www-markinfo.slu.se)

Yang J-J och Metcalfe C.D. (2006) Fate of synthetic musks in a domestic wastewater treatment plant and in an agricultural field amended with biosolids. *Sci. Total Environ.* 363, 149-165.

Yang Y.Y, Borch T., Young R.B., Goodridge L.D. och Davis J.G. (2010) Degradation kinetics of testosterone by manure-borne bacteria: influence of temperature, pH, glucose amendments and dissolved oxygen. *J. Environ. Qual.* 39, 1153–1160.

Xu J., m.fl. (2009). Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere* 77(10): 1299-1305.

Stockholm 2013-02-15

WSP Environmental

John Sternbeck

Ann Helén Österås

## Bilaga 1. Data för kemiska ämnen

### $K_d$ -värden för organiska ämnen i åkermark.

Substans	$K_d$ (l/kg)	Typ av värde	Referens
Dekametylcyklopentasiloxan	3900	Experimentellt	EA 2009a
Dodekametylcyklohexasiloxan	17000	Experimentellt	EA 2009b
Galaxolid	1600	Experimentellt	Balk och Ford 1999
Tonalid	1900	Experimentellt	Balk och Ford 1999
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	5	Experimentellt	EC, 2008b
Trikesylfosfat	120	Beräknat från Kow	EA 2009c
Etylhexyldifenylfosfat	250	Beräknat från Kow	EA, 2009d
Progesteron	30	Experimentellt	Kreinberg, 2012
Diklofenak	9	Experimentellt	EPA, 2005
Ciprofloxacin	430		Tolls, 2001
C10-13 klorparaffiner	5200	Experimentellt	EC, 2000
Bisfenol A	14	Beräknat från Kow	EC, 2010
Tributyltenn	820	Experimentellt	RIVM, 2012
Dibutyltenn	1100	Experimentellt	RIVM, 2012
Perfluoroktansulfonsyra	57	Experimentellt	Sepulvado m.fl., 2011
Perfluordekansyra	38	Experimentellt	Sepulvado m.fl., 2011
Perfluorundekansyra	52	Experimentellt	Higgins och Luthy 2006
PCDD/F	86000		Naturvårdsverket, 2009

### $K_d$ -värden för metaller i åkermark.

Metall / referens	Naturvårdsverket 2009	USEPA 2005	Sauvé enligt Naturvårdsverket 2007	Valt värde i beräkningarna
Bly	1800	16000	15000	15 000
Kadmium	200	800	710	700
Koppar	600	500	1200	1000
Krom	1500	8000		8000
Kvicksilver	300	6300		6300
Nickel	300	1300	750	750
Silver		400		400
Tenn		794		800
Zink	600	1260	900	900

## K<sub>d</sub>-värden för organiska ämnen i skogsmark.

Samtliga värden är justerade för 24 % organisk kolhalt i humus.

Substans	K <sub>d</sub> (l/kg)	Typ av värde	Referens
Dekametylcyklopentasiloxan	36000	Experimentellt	EA 2009a
Dodekametylcyklohexasiloxan	160000	Experimentellt	EA 2009b
Galaxolid	15000	Experimentellt	Balk och Ford 1999
Tonalid	17000	Experimentellt	Balk och Ford 1999
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	42	Experimentellt	EC, 2008b
Trikesylfosfat	1100	Beräknat från K <sub>ow</sub>	EA 2009c
Etylhexyldifenylfosfat	2300	Beräknat från K <sub>ow</sub>	EA, 2009d
Progesteron	280	Experimentellt	Kreinberg, 2012
Diklofenak	80	Experimentellt	EPA, 2013
Ciprofloxacin	4000		Tolls, 2001
C10-13 klorparaffiner	48000	Experimentellt	EC, 2000
Bisfenol A	130	Beräknat från K <sub>ow</sub>	EC, 2010
Tributyltenn	7600	Experimentellt	RIVM, 2012
Dibutyltenn	10000	Experimentellt	RIVM, 2012
Perfluoroktansulfonsyra	500	Experimentellt	Sepulvado m.fl., 2011
Perfluordekansyra	490	Experimentellt	Sepulvado m.fl., 2011
Perfluorundekansyra	480	Experimentellt	Higgins och Luthy 2006
PCDD/F	790000		Naturvårdsverket, 2009
DEHP	1440000	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
DBP	760	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
4-Oktylfenol	300	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
4-Nonylfenol	1300	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
LAS	600	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Naftalen	229	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Acenaftilen	708	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Acenaften	816	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Fenantren	4100	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Antracen	4800	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Fluoren	1400	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
Fluoranten	36000	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a
BDE-209	480000	Baserat på K <sub>oc</sub>	se Sternbeck m fl 2011a

### **K<sub>d</sub>-värden för metaller i skogsmark.**

<b>Metall</b>	<b>K<sub>d</sub></b>	<b>Referens</b>
Bly	3300	Sauvé, 2003
Kadmium	1100	Sauvé, 2003
Koppar	960	Sauvé, 2003
Krom	1500 <sup>1</sup>	Naturvårdsverket, 2009
Kvicksilver	300 <sup>1</sup>	Naturvårdsverket, 2009
Nickel	800	Sauvé, 2003
Silver	400 <sup>2</sup>	USEPA, 2005
Tenn	800 <sup>2</sup>	USEPA, 2005
Zink	560	Sauvé, 2003

- 1) 10-percentil K<sub>d</sub> avsett för utlakning enligt Naturvårdsverket, 2009. Troligtvis ej representativt för skogsmark.
- 2) Medelvärde K<sub>d</sub> från USEPA, även använt i åkermark. Troligtvis ej representativt för skogsmark.

## Biokonzentrationsfaktorer (BCF) för upptag i rotfrukter och spannmål.

Enhet kg ts jord/kg fv växt.

Substans	BCF rotfrukt	BCF spannmål	Växter	Ref rotfrukt	Ref spannmål
Galaxolid	0,096	0	Morot och Korn	baserat på MST, 2012 <sup>1</sup>	baserat på Macherius et al, 2012
Tonalid	0,074	0	Morot och Korn	baserat på MST, 2012 <sup>1</sup>	baserat på Macherius et al, 2012
Tris(2-kloroiso-propyl)fosfat	2,8	0,095	Morot och Korn	baserat på Trapp och Eggen, 2012	baserat på Eggen et al., 2011a
Etylhexyldifenylfosfat	0,04		Rotfrukt	Beräknat med Trapps modell för rotfrukt	
Ciprofloxacin	0,012	0	Morot och Korn	baserat på Eggen et al, 2011b	Eggen et al, 2011b
C10-13 klorparaffiner	0,002			Beräknat med Trapps modell för rotfrukt	
Tributyltenn	0,010	0	Rotfrukt, Korn	Beräknat med Trapps modell för rotfrukt	Novak och Trapp, 2005
Dibutyltenn	0,008	0	Rotfrukt, Korn	Beräknat med Trapps modell för rotfrukt	Novak och Trapp, 2005
Perfluoroktansulfonsyra	0,0009/ 0,04	0,0086	Potatis/morot och havre	Baserat på Stahl et al, 2009	Baserat på Stahl et al, 2009
PFDA	0,0007	0,064	Potatis och havre	Baserat på värden för PFOA från Stahl et al, 2009	Baserat på värden för PFOA från Stahl et al, 2009
Dioxiner (TCDD-ekv)	0,034		Rotfrukt	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	
Bly	0,001		Potatis	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	
Kadmium	0,032	0,16	Rotfrukt, Höstvet	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	Baserat på Eriksson m fl 2010
Koppar	0,074	0,22	Potatis, Höstvet	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	Baserat på Eriksson m fl 2010
Krom	0,0022		Rotfrukt	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	
Kvicksilver	0,0018		Potatis	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	
Nickel	0,003	0,011	Potatis, Höstvet	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	Baserat på Eriksson m fl 2010
Tenn		0,014	Höstvet	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	Baserat på Naturvårdsverket, 2001
Zink	0,02	0,40	Potatis, Höstvet	Naturvårdsverket, 2009 <sup>2</sup>	Baserat på Eriksson m fl 2010

<sup>1</sup>MST, 2012 är inte originalreferens.

<sup>2</sup>Naturvårdsverket, 2009 är inte originalreferens och angivna värden kan vara bearbetade värden från originalreferenser.

## Nedbrytning i jord

Substans	Förkortning	DT50 (dygn)	k (dygn <sup>-1</sup> )	Referens
dekametylcyklopentasiloxan	D5	5	0,14	Xu och Chandra, 1999
dodekametylcyklohexasiloxan	D6	5	0,14	Environment Canada 2008
Galaxolid	HHCB	150	0,005	EC 2008a
tonalid	AHTN	150	0,0046	Yang och Metcalfe, 2006; EPIWIN
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	TCP	180	0,0039	Trapp och Eggen, 2012
Trikresylfosfat	TCP	30	0,023	EA 2009c
Etylhexyldifenylfosfat	EHDPP	300	0,0023	EA 2009d
Progesteron		10	0,069	Yang m.fl. 2010
Diklofenak		20	0,035	Xu, 2009
Ciprofloxacin		360	0,0019	VKM, 2009, se också Golet m.fl. 2003
C10-13 klorparaffiner	SCCP	720	0,0010	EPIWIN
Bisfenol A	BPA	10	0,069	avvägning mellan uppmätt och beräknat
Tributyltenn	TBT	70	0,0099	
Dibutyltenn	DBT	120	0,0058	
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS			
Perfluorodekansyra	PFDA			
Perfluorundekansyra	PFUnA			
Dioxiner	PCDD/F	25000	0,00003	Sinkonnen och Paasivirta, 2000



### TDI organiska ämnen

Substans	TDI, mg/kg bw/d	Endpoint	Underlag och AF	Referens
Dekametyl-cyklopentasiloxan	0,17	Subchronic toxicity	Lowest oral LOEL: 100 mg/kg-bw/day for significant increases in liver weight in both sexes of Wistar rats in a 90-day rat study. AF enligt ECHA $2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 2 \cdot 3 = 600$ ger TDI = 0,17	baserat på Environment Canada, 2008
Dodekametyl-cyklohexasiloxan	0,17	Short-term repeated-dose toxicity	Lowest oral LOEL of 100 mg/kg-bw/day was determined based on increased liver weights and periportal lipidosis in the liver of females and follicular cell hypertrophy of the thyroid in both sexes of rats. AF enligt ECHA $2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 2 \cdot 3 = 600$ ger TDI = 0,17	baserat på Environment Canada, 2008
Galaxolid	0,75	Repeated dose toxicity	Oral 90-day repeated dose study with rats, oral NOAEL $\geq 150$ mg/kg, AF 200	baserat på EC, 2008a
Tonalid	0,025	Repeated dose toxicity	Oral 90-day repeated dose study with rats, oral NOAEL 5 mg/kg, AF 200	baserat på EC, 2008d
Tris(2-kloroiso-propyl)fosfat	0,33	Reproductive toxicity	two-generation oral reproductive toxicity study in rats, decrease in relative uterus weight seen in all dosed females in F0 and the high dose females in F1, LOAEL of 99 mg/kg, AF 300	baserat på EC, 2008b
Trikresylfosfat	0,035	Chronic study, reproductive toxicity	Reduced sperm motility. LOAEL of 35 mg/kg bw/day in rats, AF 1000	baserat på EA, 2009c
Etylhexyldifenylfosfat	0,03	Repeated dose toxicity	90-day repeat dose studies in rat, NOAEL for liver enzyme perturbations of 6 mg/kg, AF 200	baserat på EA, 2009d
Progesteron	Ej relevant		Förekommer naturligt	EMEA, 1999
Diklofenak	0,0005			EMEA, 2003
Ciprofloxacin	0,0062		Ursprungsåmnet Enrofloxacin	EMEA, 1998
C10-13 klorparaffiner	0,5	Repeated dose toxicity and carcinogenicity	NOAEL 100 mg/kg/dag; reductions in body weight gain and increases in kidney weight, were observed in several 14- and 90-day studies in rats with doses greater than 100 mg/kg/day. Ingen MOS presenteras. AF enligt ECHA $200 (2,5 \cdot 4 \cdot 10 \cdot 2 \cdot 1)$ .	baserat på EC, 2000a
Bisfenol A	0,05			EFSA, 2006
Tributyltenn	2,50E-04	immunosuppression rat	NOAEL 0,025 mg/kg-bw/day, AF 100. RIVM concluded that exposure to dibutyltin (DBT), tributyltin (TBT) and triphenyltin (TPT) all result in immunotoxicity	TOXNET (RIVM 2008)

Substans	TDI, mg/kg bw/d	Endpoint	Underlag och AF	Referens
			ty exerted via similar mechanisms and potency. Therefore, the TDI can be used for all of these compounds, including the sum of these compounds.	
Dibutyltenn	2,50E-04	immunosuppression rat	Se ovan	TOXNET (RIVM, 2008)
Perfluoroktansulfonsyra	1,50E-04	Subchronic toxicity	lowest NOAEL at 0.03 mg/kg bw/day from the subchronic study on male and female Cynomolgus monkeys orally dosed. The NOAEL was based on lowered levels of high-density lipoproteins (HDL) in females, lowered levels of triiodothyronine (T3) in males and females, and increased thyroid stimulating hormone (TSH) in males at the higher dose	EFSA, 2008
Perfluorodekansyra	8,6E-05	Reproductive toxicity	Reproductive toxicity mouse, reduced F1 body weight, NOAEL 0,03 mg/kg, AF enligt ECHA (2,5*7*10*2*1)	baserat på Naturvårdsverket, 2012
Perfluorundekansyra	Inga data			

### TDI Metaller

Substans	TDI, mg/kg bw/d	Referens
Bly	0,0035	se Naturvårdsverket, 2009
Kadmium	0,00036	EFSA, 2009
Koppar	0,5	se Naturvårdsverket, 2009
Krom	1,5	se Naturvårdsverket, 2009
Kvicksilver	0,00023	se Naturvårdsverket, 2009
Nickel	0,012	se Naturvårdsverket, 2009
Silver	0,005	TOXNET (IRIS, 1991)
Tenn	0,2	TOXNET (RIVM, 2008)
Zink	0,3	se Naturvårdsverket, 2009

### TDI för de organiska ämnen som huvudsakligen bedömdes i Sternbeck m fl 2011a

Substans	TDI, mg/kg bw/d	Referens
Dioxiner (TCDD-ekv)	0,000000002	Se Naturvårdsverket, 2009
DEHP	0,05	se Sternbeck m fl 2011a
DBP	0,01	se Sternbeck m fl 2011a
4-Oktylfenol	0,15	se Sternbeck m fl 2011a
4-Nonylfenol	0,15	se Sternbeck m fl 2011a
BDE47	1,17E-04	se Sternbeck m fl 2011a
BDE99	1,00E-04	se Sternbeck m fl 2011a
BDE209	1,00E-03	se Sternbeck m fl 2011a
PCB-7	0,000004	se Naturvårdsverket, 2009
Naftalen	2,00E-02	se Naturvårdsverket, 2009
Acenaftalen	4,00E-02	se Naturvårdsverket, 2009
Acenaften	4,00E-02	se Naturvårdsverket, 2009
Fenantren	1,70E-03	se Naturvårdsverket, 2009
Antracen	1,70E-03	se Naturvårdsverket, 2009
Fluoren	1,70E-03	se Naturvårdsverket, 2009
Fluoranten	1,70E-05	se Naturvårdsverket, 2009
Pyren	8,30E-04	se Naturvårdsverket, 2009
Benso(ghi)perylen	4,20E-05	se Naturvårdsverket, 2009
Benz(a)antracen	1,70E-04	se Naturvårdsverket, 2009
Krysen	2,80E-05	se Naturvårdsverket, 2009
Benzo(b)fluoranten	8,30E-06	se Naturvårdsverket, 2009
Benzo(k)fluoranten	1,70E-05	se Naturvårdsverket, 2009
Indeno(123cd)pyren	8,30E-06	se Naturvårdsverket, 2009
Di-benzo(ah)antracen	7,50E-07	se Naturvårdsverket, 2009
Benso(a)pyren	8,30E-07	se Naturvårdsverket, 2009

## PNEC organiska ämnen för marklevande organismer.

I kolumnen "underlag" framgår om det valda värdet är baserat på data från jordstudier eller om värdet är estimerat med EqP-metod från PNEC<sub>akva</sub>.

Substans	PNEC <sub>jord</sub> (mg/kg ts)	Underlag	AF	Referens
Dekametylcyklopentasiloxan	0,66	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Räknet från indikativt PNEC <sub>akva</sub> baserat på 10 % av vattenlöslighet. Log kow>5; PNEC sänkts en faktor 10.	-	EA, 2009a; EC, 2003a
Dodekametylcyklohexasiloxan	0,9	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Räknet från indikativt PNEC <sub>akva</sub> baserat på 10 % av vattenlöslighet. Log kow>5; PNEC sänkts en faktor 10.	-	EA, 2009b; EC, 2003a
Galaxolid	0,31	Data finns från två långtidsstudier på jordlevande organismer.	50	EC, 2008a
Tonalid	0,31	Data finns från två långtidsstudier på jordlevande organismer.	50	HERA, 2004
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	1,7	Data finns från långtidsstudier på jordlevande organismer i tre trofinivåer. AF=10.	10	EC, 2008b
Trikresylfosfat	0,00039	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Data finns från långtidsstudier på vattenlevande organismer i tre trofinivåer. Log kow>5; PNEC sänkts en faktor 10.	10	EA, 2009c; EC, 2003a
Etylhexyldifenylfosfat	0,044	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Långtids NOEC vattenlevande organismer i två trofinivåer. Log kow>5; PNEC sänkts en faktor 10.	10	EA, 2009d; EC, 2003a
Diklofenak	1	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Data finns från långtidsstudier på vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	KLIF, 2006
Ciprofloxacin	0,22	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Ingen uppgift om dataunderlaget.	-	Robinson et al., 2005 enl. VKM, 2009
C10-13 klorparaffiner	0,26	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Långtidsstudier vattenlevande organismer i tre trofinivåer. Log kow>5; PNEC sänkts en faktor 10.	10	EC, 2000a; EC, 2003a
Bisfenol A	3,2	Långtidsstudier jordlevande organismer från tre nivåer.	10	EC, 2010
Tributyltenn	0,24	Långtidsstudier på jordlevande organismer i tre trofinivåer.	10	RIVM, 2012
Dibutyltenn	0,16	Estimerat från PNEC <sub>akva</sub> . Långtidsstudier vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	RIVM, 2012
Perfluoroktansulfonsyra	0,01	Data finns på jordlevande organismer från två trofinivåer.	100	MST, 2012
Perfluordekansyra	2,7	Estimerat från effekter i fisk, LOEC 0.05 (T3 effekter) för PFNA	-	Naturvårdsverket, 2012
Perfluorundekansyra	2,6	Estimerat från effekter i fisk, LOEC 0.05 (T3 effekter) för PFNA	-	Naturvårdsverket, 2012
PCDD/F, TEQ	0,00025			Naturvårdsverket, 2009

Ämnen från Sternbeck m fl 2011a				
DEHP	>13		10	VKM, 2009
DBP	2		100	VKM, 2009
4-Oktylfenol	0,0067	Estimerat från akvatiska		VKM, 2009
4-Nonylfenol	0,3		10	VKM, 2009
LAS	35		1	VKM, 2009
Naftalen	1		10	VKM, 2009
Acenaftylen	0,29		100	VKM, 2009
Acenaften	0,038		50	VKM, 2009
Fenantren	1,8		10	VKM, 2009
Antracen	0,13		50	VKM, 2009
Fluoren	1		10	VKM, 2009
Fluoranten	1,5		10	VKM, 2009
BDE-99	0,38			EC, 2000b
BDE-209	>98			EC, 2002

### PNEC metaller för jordlevande organismer.

Substans	PNEC <sub>jord</sub> (mg/kg ts)	Underlag	PNEC <sub>jord</sub> (mg/kg ts) avse- ende tillförd mängd	Referens
Bly	78	PNEC för 95 % skyddsnivå avse- ende tillförd mängd + bak- grundsnivå i åkermark	60	Naturvårdsverket, 2010b
Kadmium	1	Se bly	1	Naturvårdsverket, 2010b
Koppar	30	Se bly	15	Naturvårdsverket, 2010b
Krom	30	Se bly	10	Naturvårdsverket, 2010b
Kvicksilver	0,5	Se bly	0,5	Naturvårdsverket, 2010b
Nickel	23	Se bly	10	Naturvårdsverket, 2010b
Silver	15	Gränsvärde för slam, ej PNEC		VKM 2009 enl. KLIF, 2012
Tenn	22	Ont om data, effekt på mikro- biella processer och korn sam- manvägt,		MST, 1997
Zink	109	Se bly	50	Naturvårdsverket, 2010b

### PNEC<sub>ytvatten</sub> organiska ämnen för akvatiska organismer.

Substans	PNEC <sub>yv</sub> (mg/l)	Underlag	AF	Referens
Dekametylcyklopentasiloxan	0,0017	Indikativt PNEC <sub>akva</sub> baserat på 10 % av vattenlöslighet.	-	EA, 2009a
Dodekametylcyklohexasiloxan	0,00053	Indikativt PNEC <sub>akva</sub> baserat på 10 % av vattenlöslighet.	-	EA, 2009b
Galaxolid	0,0044			EC, 2008a
Tonalid	0,0028			EC, 2008d
Tris(2-kloroisopropyl) fosfat	0,64	Data finns från långtidsstudier på jordlevande organismer i tre trofinivåer. AF=10.	10	EC, 2008b
Trikesylfosfat	0,000032	Data finns från långtidsstudier på vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	EA, 2009c
Etylhexyldifenylfosfat	0,0018	Långtids NOEC vattenlevande organismer i två trofinivåer.	10	EA, 2009d
Diklofenak	0,115	Data finns från långtidsstudier på vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	KLIF, 2006
Ciprofloxacina	0,00052	Ingen uppgift om dataunderlaget.	-	Robinson et al., 2005 enl. VKM, 2009
C10-13 klorparaffiner	0,00050	Långtidsstudier vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	EC, 2000a
Bisfenol A	0,0016			EC, 2010
Tributyltenn	0,0000002	AA-MKN		Direktiv 2008/105
Dibutyltenn	0,00015	Långtidsstudier vattenlevande organismer i tre trofinivåer.	10	RIVM, 2012
Perfluoroktansulfonsyra	0,000023	Effekter vid 2,3 µg/l på <i>Chironomus tentans</i> .	100	RIVM, 2011
Perfluorodekansyra	0,05	Estimerat från effekter i fisk, LOEC 0.05 (T3 effekter) för PFNA	-	Naturvårdsverket, 2012
Perfluorundekansyra	0,05	Estimerat från effekter i fisk, LOEC 0.05 (T3 effekter) för PFNA	-	Naturvårdsverket, 2012
PCDD/F, TEQ	1,00E-11	Baserat på uppmätta halter i svenska vattendrag		Naturvårdsverket, 2009
DEHP	0.0013	AA-MKN		Direktiv 2008/105/EG
4-Oktylfenol	0.0001	AA-MKN		Direktiv 2008/105/EG
4-Nonylfenol	0.0003	AA-MKN		
LAS	0.00027			Hera, 2007 via VKM, 2009
Naftalen	0.0024	AA-MKN		Direktiv 2008/105/EG
Acenaftalen	0.0013			EU RAR, 2008 enligt VKM, 2009
Acenaften	0.0038			EU RAR, 2008 enligt VKM, 2009
Fenantren	0.0013			EU RAR, 2008 enligt VKM, 2009
Antracen	0.0001	AA-MKN		Direktiv 2008/105/EG

### PNEC<sub>ytvatten</sub> metaller för akvatiska organismer.

Metall	PNEC <sub>ytvatten</sub> (mg/l)	Status	Referens
Bly	0,0072	AA-MKN inlandsvatten	Direktiv 2008/105/EG
Kadmium	0,00008	AA-MKN inlandsvatten	Direktiv 2008/105/EG
Koppar	0,004	Förslag till gränsvärde	Naturvårdsverket 2008
Krom	0,003	Förslag till gränsvärde	Naturvårdsverket 2008
Kviksilver	0,00005	AA-MKN inlandsvatten	Direktiv 2008/105/EG
Nickel	0,02	AA-MKN inlandsvatten	Direktiv 2008/105/EG
Zink	0,007	Förslag till gränsvärde + bakgrundshalt i Svenska sjöar	Naturvårdsverket 2008

### Atmosfärsdeposition.

Tillförsel via storskalig atmosfärsdeposition eller nederbörd.

Ämne	Tillförsel	Mätperiod	Mätlokal	Referens
PCDD/F	3,3 µg TEQ/ha/år	2004-2005	Råö, V. Sverige	Palm-Cousins m fl 2006
Klorparaffiner, C10-C13	0,36 g/ha/år	2009	Råö + Aspvreten	IVL (2011)
TCPP	0,47 g/ha/år		Umeå + tyska bakgrundslokaler	Regnery 2010; Haglund och Marklund, 2004-
PFOS	0,029 g/ha/år	juli-dec 2009	Råö, V. Sverige	IVL (2011)
Kadmium	0,34 g/ha/år	2006-2010	Arup	Naturvårdsverkets miljöövervakningsdatabas, <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a>
Krom	1,5 g/ha/år	2006-2010	Arup	Se ovan för Cd
Koppar	7,2 g/ha/år	2006-2010	Arup	Se ovan för Cd
Nickel	1,8 g/ha/år	2006-2010	Arup	Se ovan för Cd
Bly	4,8 g/ha/år	2006-2010	Arup	Se ovan för Cd
Zink	50 g/ha/år	2006-2010	Arup	Se ovan för Cd
Kviksilver	0,058 g/ha/år	2006-2010		Se ovan för Cd

## Bilaga 2. Haltdata för slam.

För referenser, se avsnitt 3.1.4.

Ämnen	Medelhalter slam (mg/kg)	90-percentil slam (mg/kg)
dekametylcyklopentasiloxan	8,1	42
dodekametylcyklohexasiloxan	1,1	4,2
Galaxolid	7,6	24
tonalid	0,62	2,1
Tris(2-kloroisopropyl)fosfat	0,86	2,7
Trikresylfosfat	0,15	0,3
Etylhexyldifenylfosfat	1,36	3
Progesteron	0,057	0,26
Diklofenak	0,017	0,07
Ciprofloxacina	4,2	12
C10-13 klorparaffiner	0,82	2,6
Bisfenol A	0,13	0,9
Tributyltenn	0,009	0,029
Dibutyltenn	0,13	0,33
Perfluoroktansulfonsyra	0,016	0,069
Perfluordekansyra	0,0033	0,03
Perfluorundekansyra	0,0031	0,029
Dioxiner	0,0000064 TEQ	0,000016 TEQ
Ämnen från Sternbeck m fl 2011a		
DEHP	74	94
DBP	0,39	0,74
4-Oktylfenol	1,0	0,9
Oktylfenoletoxilat		
4-Nonylfenol	12	20
Nonylfenoletoxilat		
LAS	540	1100
Naftalen		
Acenaftilen		
Acenaften		
Fenantren		
Antracen		
Fluoren		
Fluoranten	0,32	0,77
Pyren		
Benz(a)antracen		



Ämnen	Medelhalter slam (mg/kg)	90-percentil slam (mg/kg)
Krysen		
Benzo(a)pyren		0,23
Benzo(b)fluoranten		
Indeno(123cd)pyren		
Dibenz(ah)antracen		
Benzo(ghi)perylen		
PCB-153	0,013	
PCB-180		
PCB7	0,04	0,061
Penta-PBDE		
BDE-99	0,046	0,097
BDE-209	0,33	0,47
Metaller		
Bly	22	25
Kadmium	0,9	1,5
Koppar	350	500
Krom	29	50
Kvicksilver	0,6	0,74
Nickel	17	23
Silver	2,5	2,9
Tenn	15	
Zink	570	740