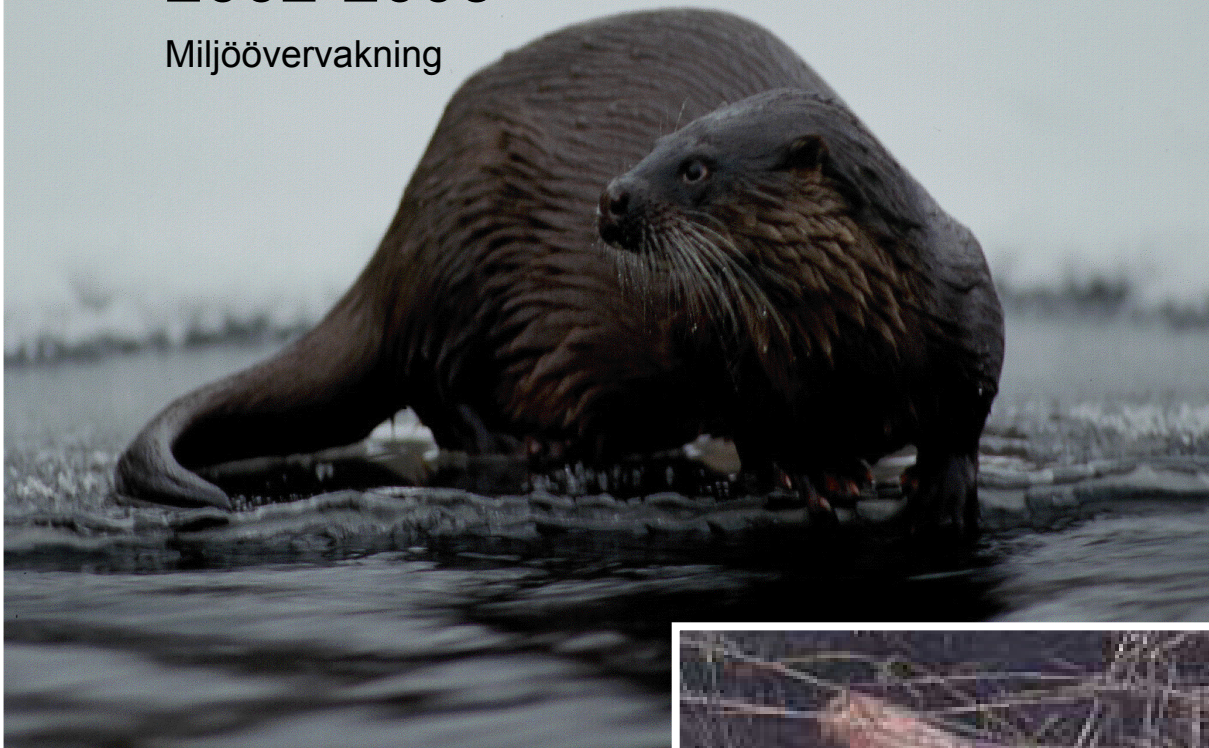




Länsstyrelsen i Jönköpings län

Screening i Jönköpings län 2002-2003

Miljöövervakning



EMÅN



EMÅFÖRBUNDET



LÄNSSTYRELSEN
KALMAR LÄN



3/4 Screening i Jönköpings län 2002-2003

Meddelande	Rapportnummer 2004:47
Referens	Jessica Nihl, Samhällsbyggnadsavdelningen, Januari 2005 2004
Kontaktperson	Jessica Nihl, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon 036-39 50 33, e-post jessica.nihl@f.lst.se
Beställningsadress	Länsstyrelsen i Jönköpings län, Samhällsbyggnadsavdelningen, 551 86 Jönköping, Telefon 036-39 50 00 (vx)
Webbplats	www.f.lst.se
Fotografier	Jacob Bergengren, Jessica Nihl
Kartmaterial	Medgivandetexter hittar du på INSIDAN
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—04/rapportnummer--SE
Upplaga	100 ex.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2004
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på Svanenmärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper

1	SAMMANFATTNING.....	2
2	INLEDNING	3
3	DEN REGIONALA SCREENINGENS OMFATTNING	3
3.1	LOKALER	3
3.2	MATRISER	6
3.3	KEMISKA ANALYSER	6
4	ÄMNEN	6
4.1	BEKÄMPNINGSMEDEL	6
4.2	BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL	7
4.3	FTALATER	10
4.4	BISFENOL A	12
4.5	TERTIÄRA BUTYLFENOLER	14
4.6	METYLFENOLER	14
5	RESULTAT.....	16
5.1	BEKÄMPNINGSMEDEL	16
5.2	BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL	16
5.3	BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL	17
5.4	FTALATER	19
5.5	BISFENOL A (BPA)	22
5.6	TETRABUTYLDIFENOL	24
5.7	TERTIÄRA BUTYLFENOLER	24
5.8	METYLFENOLER	26
6	DISKUSSION.....	29
6.1	BEKÄMPNINGSMEDEL	29
6.2	BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL	29
6.3	FTALATER	30
6.4	BISFENOL A (BPA)	31
6.5	METYLFENOLER	33
7	SLUTSATSER	34
7.1	KOMPLETTERANDE UNDERSÖKNINGAR	34
7.2	VÄRSTA MATRISEN	34
7.3	VÄRSTA ÄMNENA	34
7.4	RENINGSVERKENS RENINGSGRAD	34
	REFERENSER	35
	INTERNETSIDOR	36

1 Sammanfattning

För att kunna följa upp miljömålet ”Giftfri Miljö” behövs övervakning av ett brett spektrum av ämnen som kan hota människors hälsa och miljö. Screeningen är ett begrepp som innebär att ämnen mäts i ett begränsat antal väl valda medier vid ett eller några tillfällen. Under 2002 och 2003 år har den regionala screeningverksamhet i Jönköping län omfattat bromerade flamskyddsmedel, bekämpningsmedel, Ftalater, Bisfenol A, Tetrabutylidifenol, Butylfenoler och Metylfenoler. Bromerade flamskyddsmedel och bekämpningsmedel ingick i 2002 års screeningverksamhet medan resterande ämnen undersöktes 2003. Mätningar av de aktuella ämnena har gjorts ibland annat inkommande och utgående vatten vid avlopps- och reningsverk, slam i avlopps- och reningsverk och i vissa fall även i sediment i recipientvatten. Härutöver har några ämnen undersökts i sediment från vatten som är påverkade av t.ex. golfbanor och sop-
tippar. Rapporten innehåller även resultat från analys av bromerade flamskyddsmedel i uttrar. Alla ämnen/ämnesgrupper utom två, Hexabromcyklodekan och gruppen av bekämpningsmedel, återfanns i något eller i flera av proverna. Resultatet tyder på att många av ämnena finns spridda i vår miljö. De flesta ämnena tycks förekomma i låga koncentrationer men det finns undantag, exempelvis ftalathalten i vatten vid Gislaveds avlopps- och reningsverk.

Tabell 1. Sammanfattning av vilka analyserade ämnen som detekterats. Ett X =ämnet detekterades på lokalen medan (X) =att ämnet inte kunde detekteras. BRF=bromerade flamskyddsmedel.

Lokal	Avr.omr	BRF	Bekämpningsmedel	Ftalater	Bisfenol-A	Tetrabutylidifenol	Butylfenoler	Metylfenoler
Jönköping ARV	Vättern	X		X	X	(X)	X	X
Munksjön, Jönköping	Vättern	X	(X)	X				X
Huskvarna ARV	Vättern	X						
Häggeberg vattenverk	Vättern				X			
Dagvatten från Huskvarna till Vättern	Motala Ström						X	
Svartån, Tranås	Svartån	(X)	(X)					
Vässledasjön	Svartån			X				
Ryssbysjön, Nässjö	Huskvarnaån			X				
Fjärasjö, Eksjö (ref)	Emån	(X)	(X)					
Mosstorpagölen, Eksjö	Emån		(X)					
Gysjön, Eksjö	Emån	(X)						
Svansjön, Eksjö	Emån	(X)						
Landsbro ARV	Emån			X			X	X
Gröpplebacken, Landsbro	Emån			(X)				X
Hultsfred ARV	Emån			X	X	(X)	X	
Hulingen, Hultsfred	Emån			(X)	(X)	(X)		
Hindsen, Värnamo	Lagan		(X)					
Vidösteren, Värnamo	Lagan	(X)						
Värnamo ARV	Lagan	X						
Värnamo lakdamm	Lagan	X						
Gislaved ARV	Nissan			X	X	X	X	
Gislaved Nissan	Nissan			(X)	(X)			

2 Inledning

För att kunna följa upp miljömålet "Giftfri Miljö" behövs övervakning av ett brett spektrum av ämnen som kan hota människors hälsa och miljö. Screeningen är ett begrepp som innebär att ämnen mäts i ett begränsat antal väl valda medier vid ett eller några tillfällen. Denna form av miljöövervakning möjliggör en kartläggning av vilka ämnen som finns i miljön runt om oss och ungefär i vilka koncentrationer de förekommer. Resultatet kan sedan användas som underlag för riskvärderingar av de aktuella ämnena eller för att avgöra huruvida ämnena i fråga kräver ytterligare provtagningar och om de ska ingå i övervakningsprogram med regelbunden mätning.

Under 2002 och 2003 år har den regionala screeningverksamheten i Jönköpings län omfattat bromerade flamskyddsmedel, bekämpningsmedel, Ftalater, Bisfenol A, Tetrabutyldifenol, Butylfenoler och Metylfenoler. Valet av ämnen har gjorts utifrån programmet för den nationella screeningen samt listan över Vattendirektivets prioriterade ämnen. Fördelen med att välja ämnen utifrån den nationella screeningen är att jämförelsematerialet blir stort. I de fall ämnen väljs utifrån andra prioriteringar minskar jämförelsematerialet och möjligheten att dra tillförlitliga slutsatser. Matriserna som ingår i undersökningen utgörs ofta av ingående respektive utgående vatten, slam samt oftast även sedimentet i reningsverkens recipienter. I enstaka fall även biologiska matriser som fisk eller utter. Tillsammans ger dessa matriser en bild av hur ämnena cirkulerar i vårt samhälle och vilka risker de medför. Genom mätning av ingående vatten kan storleken på läckage av olika ämnen från hushållens och industriernas avlopp bedömas. Genom analys av utgående vatten får vi en uppfattning av vad som når miljön och vad som "tvättas bort" i reningsverken. Undersökningar i slam gör att vi kan bedöma hur mycket av ämnena som binder till organiskt material och vilka risker det finns med att använda slam som jordförbättringsmedel samt om ämnena förekommer i deponier och därmed riskerar läcka ut från dem.

Till följd av en begränsad budget har Länsstyrelsen i Jönköpings län en önskan om att få igång ett finansiellt samarbete med olika vattenvårdsförbund. Samarbetet skulle öka möjligheten till ett mer omfattande undersökningsprogram vilket skulle generera i bättre och större underlag vilket också skulle ge en mer trovärdig kartläggning av ämnenas spridning i länet. Hittills har länsstyrelsen i Jönköping tillsammans med länsstyrelsen i Kalmar och Emåförbundet ingått i ett samarbete som visat sig fungera bra. Screeningen omfattar i och med samarbetet hela Emåns avrinningsområde.

3 Den regionala screeningens omfattning

3.1 Lokaler

För att få en bra spridning av lokalerna som valts har hänsyn tagits till lokalisering i länet men givetvis har även lokalens koppling till de ämnen som studerats haft betydelse. Avloppsreningsverk (ARV) som berörs inom länet ligger i orterna Jönköping, Landsbro och Gislaved, dessutom har Hultsfred ingått i undersökningsprogrammet då en del av screeningverksamheten samordnas med Emåförbundet och länsstyrelsen i Kalmar. Sediment och fisk från lokaler som är påverkade av t.ex golfbanor, enskilda avlopp och reningsverk eller avfallsdeponier har också omfattats av vissa undersökningar. Nedan följer en kort motivering om varför de olika lokalerna valts i denna screening. Vilka ämnen som analyserats på olika lokaler framgår av tabell 2.

- ▼ Dagvatten från Huskvarna till Vättern har analyserats med avseende på tert. Butyl-fenol som sprids via däckläckage. Lokalen är en av regionens mest trafikerade och därför särskilt intressant att kartlägga.

- ▼ Huskvarna ARV ingår ej i denna screening, men har tidigare genomfört mätningar av BRF och därmed är intressant som jämförelse. För samtliga reningsverk gäller att de är intressanta för de flesta ämnen eftersom de tar emot en väldig blandning av kemiska ämnen.
- ▼ Häggeberg är dricksvattenverk i Jönköping och därför särskilt intressant att studera ur hälsosynpunkt.
- ▼ Gislaved ARV och recipient (Nissan) är intressant då orten är en av de mest industrialiserade i regionen. Ett flertal fabriker, vars avloppsvatten går till det kommunala avlopps- och reningsverket, tillverkar och hanterar plast- och gummi i stora mängder.
- ▼ Landsbro ARV och recipient (Gröpplebacken) har valts då kunskapen om dess belastning är mycket god beroende på Reningsverket belastas främst av hushåll och träindustrier, både nedlagda och de som är i bruk idag. Ytterligare ett motiv är att Landsbro representerar ett landsbygdsreningsverk.
- ▼ Jönköping ARV är intressant då det ligger i den största orten i regionen. Munksjön är en särskilt intressant recipient vars föroreningsgrad sedan länge ligger i fokus. Jönköpings ARV representerar en större stads reningsverk.
- ▼ Svartån, Tranås är recipient både för Tranås kommunala reningsverk och en golfbana.
- ▼ Vässledasjön ingår inte specifikt i denna screening, men tas med här då ftalater analyserats där under flera år inom recipientkontrollen.
- ▼ Ryssbysjön, Nässjö ingår inte specifikt i denna screening, men tas med här då ftalater analyserats i samband med en större sedimentundersökningen som gjordes som underlag för åtgärdsutredning inför framtida restaurering.
- ▼ Fjärasjö, Eksjö (ref) är en nationell referensjö och ligger är ej recipient för några avlopp. Fjärasjö har även fungerats som referenssjö inom denna screening.
- ▼ Gysjön, Eksjö är recipient för delar av Eksjös kommunala deponi. Generellt gäller att vid deponier är de flesta ämnen intressanta att analysera eftersom de fåtar emot en stor blandning av kemiska ämnen.
- ▼ Mosstorpagölen, Eksjö är belägen på golfbanan i Eksjö och kan därmed ha utsatts för kemikalier som använts på golfbanan.
- ▼ Svansjön, Eksjö är recipient för delar av Eksjös kommunala deponi.
- ▼ Hindsen, Värnamo är recipient för golfbana.
- ▼ Vidöstern, Värnamo är bland annat recipient för Värnamo kommunala reningsverk.
- ▼ Värnamo ARV ingick i denna screening eftersom det är ett av länets större ARV och har en hel del industrier påkopplade. Dessutom var syftet att komplettera de mätningar som utfördes i lakvatten från Värnamo deponi och det fanns ett särskilt kommunalt intresse.
- ▼ Värnamo lakvattensdamm ingick i denna screening eftersom det är en av de större deponierna i länet samt för att det fanns ett kommunalt intresse.
- ▼ Hultsfreds ARV valdes genom samarbetet med Emåförbundet och Kalmar länsstyrelse. Hultsfreds ARV, som tar hand om avloppsvatten från både hushåll och industri representerar en medelstor ort. Recipient till Hultsfreds ARV är Hulingen.

Tabell 2. Lokaler som ingått i den regionala screeningen 2002-2003 samt vilka ämnen och matri-ser som analyserats på respektive lokal.

Lokal	Avr. omr	Vatten	Slamprov	Sediment
Dagvatten från Hus-kvarna till Vättern	Vättern	Tert.butyl-fenol		
Huskvarna ARV	Vättern		BRF	
Häggeberg	Vättern	BPA (råvatten)		
Jönköping ARV	Vättern	BPA, Ftalater, tertiära butylfenoler, metylfe-noler	BPA, BRF, ftalater, tertiä-ra butylfenoler, metylfeno-ler	
Munksjön, Jönköping (r)	Vättern	BPA (i fisk)		Ftalater, metyl-fenoler, BRF, bekämpnings-medel
Svartån, Tranås	Svartån			Bekämpningsmedel, BRF
Vässledasjön	Svartån			Ftalater
Ryssbysjön, Nässjö (r)	Huskvarnaån			Ftalater
Fjärsjö, Eksjö (ref)	Emån			Bekämpningsmedel, BRF
Gysjön, Eksjö	Emån			BRF
Mosstorpagölen, Ek-sjö	Emån			Bekämpningsmedel
Hulingen, Hultsfred (r)	Emån			Ftalater, BPA, tetra-butylidifenol
Hultsfred ARV	Emån	Ftalater, BPA, tertiära butylfenoler	Ftalater, BPA, tetrabutyl-difenol, tertiära butylfeno-ler	
Landsbro ARV	Emån	Ftalater, tertiära butyl-fenoler, metylfenoler	Ftalater, tertiära butylfe-noler, metylfenoler	
Landsbro Gröpple-bäcken (r)	Emån			Ftalater, metyl-fenoler
Svansjön, Eksjö	Emån			BRF
Hindsen, Värnamo	Lagan			Bekämpningsmedel
Vidöstern, Värnamo	Lagan			BRF
Värnamo ARV	Lagan		BRF	
Värnamo lak-vattensdamm (r)	Lagan			BRF
Gislaved ARV	Nissan	Ftalater, BPA, tertiära butylfenoler	FBPA, Ftalater, tetrabu-tyldifenol, tertiära butylfe-noler	
Gislaved Nissan (r)	Nissan			BPA, Ftalater, BRF

*r= recipient, ref=referenssjö, BRF=bromerade flamskyddsmedel

3.2 Matriser

Undersökningarna har omfattat in- respektive utgående ARV-vatten, slam från ARV samt sediment i recipienter. Samtliga matriser återspeglar vilka kemikalier som finns i bruk i samhället:

- ▼ Avlopps- och reningsverkens ingående respektive utgående vatten ger ett direkt svar på vad hushåll och industrier släpper ifrån sig samt hur mycket av detta som sedan finns kvar i utgående vatten och därmed når miljön.
- ▼ Slam används som jordförbättringsmedel och det är därmed viktigt att fastlägga vilka ämnen och i vilka koncentrationer som på det här sättet når miljön.
- ▼ Sediment speglar kemikaliesamhällets miljöpåverkan på ett mer långsiktigt sätt. Genom analys av det översta lagret sediment (0-2 cm) i recipientsjöar får vi en uppfattning om i vilka mängder vissa ämnen lagras i miljön. Om sedimentet är kontaminerat finns det även risk för att fisken är det, vilket medför en direkt påverkan på oss människor när vi använder fisken som föda.

Under 2002 skickades sammanlagt nio uttrar från Tranås- Eksjötrakten, fyra honor och fem hanar, till Naturhistoriska riksmuseet. Muskel från uttrarna baklår skickades vidare till ITM för undersökning av klorerade och bromerade organiska ämnen. I föreliggande rapport redovisas endast resultatet för de bromerade organiska ämnena, resultatet av de klorerade ämnena är publicerat i en analysrapport från riksmuseet (Greyerz, 2003). Utöver detta har även fisk från Munksjön i Jönköping analyserats med avseende på BPA.

3.3 Kemiska analyser

Analyserna av de screenade ämnena har utförts enligt följande:

Ftalater och Bisfenol A har analyserats vid Analytica

Bromerade flamskyddsmedel i uttrar har analyserats vid ITM

Bromerade flamskyddsmedel i övriga matriser samt bekämpningsmedel har analyserats vid ALcontrol
Övriga ämnen har analyserats vid IVL.

4 Ämnen

De ämnen som ingått i den regionala screeningverksamheten 2002 och 2003 har bland annat valts utifrån listan över Vattendirektivets prioriterade ämnen, att de funnits med i det nationella screeningprogrammet eller att de är uppmärksammade på annat sätt. Bekämpningsmedel och bromerade flamskyddsmedel valdes i samband med att flera uttrar hittats döda nära Tranås tätort. Ftalater är direktivsämnena som, baserat på Öbergs Vätterstudie (2003), kunde förväntas påträffas i regionen. Bisfenol A, tertiära butylfenoler och metylfenoler valdes då de är nationella screeningämnen som kan förväntas påträffas i miljön till följd av dess användningsmönster.

4.1 Bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel är den grupp av kemikalier som sprids aktivt i miljön och för att ha en ungefärlig kontroll på hur mycket som hamnar i vår omgivning lämnar tillverkaren (sedan 1976) in uppgifter angående mängd bekämpningsmedel som överlåtits inom landet. I rapporteringskravet ligger även att ange vilken användningskategori det gäller. Användningsområdena är indelade i fem grupper; jordbruk, skogsbruk, frukt och trädgård, industri och hushållskonsumtion (ex. saneringsvätskor, medel mot ohyra, myggrepellentier och medel för hemträdgård). Försäljningskvantiteten per år är varierande beroende på skillnader i växtodlings och väderbetingelser. Användningen inom industrin styrs av efterfrå-

gan på impregnerat virke, särskilt när det gäller kreosotstolpar (Kvist, 2000). Under 1999 såldes 8054 ton bekämpningsmedel (räknat som verksamt ämne). Övervägande del, 74 %, gick till industrin i första hand för tryck- och vakuumimpregnering av virke. Försäljningen till jordbruket var 1698 ton, vilket motsvarar 21 % av den totala försäljningskvantiteten (Kvist, 2000). Under 2002 undersöktes 30 aktiva ämnen som ingår i något bekämpningsmedel (se Tabell 3) på fem lokaler i länet.

Användningen av bekämpningsmedel i Jönköpings län har undersökts och dokumenterats i rapporten "Bekämpningsmedel i Jönköpings län" (Magnusson och Hansson 2004). I rapporten redovisas även de data som finns över förekomst av bekämpningsmedel i dricksvattentäkter i länet. Sedan årsskiftet 2003/2004 får halten av ett enskilt bekämpningsmedel i dricksvatten inte överstiga 0,1 µg/l och den totala halten bekämpningsmedel får inte överstiga 0,5 µg/l (EG-direktiv 80/778 samt 98/83).

Tabell 3. Analyserade ämnen (verksamt ämne) som ingår i olika bekämpningsmedelspreparat.

Glyfosat	Dimetoat	MCPA
AMPA	Diuron	Mecoprop
Atrazin	Etomufesat	Metamitron
BAM (2,6-diklorbensamid)	Fenoxaprop	Metazaklor
Bentazon	Hexazinon	Metribuzin
BitertanolCyanazin	Iprodion	Metsulfuronmetyl
Desetylatrazin	Isoproturon	Simazin
Desisopropylatrazin	Kloridazon	Terbutylazin
2,4-diklorfenoxisyra	Klorsulfuron	Thifensulfuronmetyl
Diklorprop	Kvinmerak	2,4,5-triklorfenoxisyra

4.2 Bromerade Flamskyddsmedel

4.2.1 Kemisk struktur och ämnenas egenskaper

Det finns både lågbromerade och högbromerade difenyletrar och samlingsnamnet för dem är polybromerade difenyletrar, PBDE. Kemiskt består PBDE av två bensenringar sammanbundna med en syreatom. På bensenringarna kan istället för väte sitta olika antal bromatomer, maximalt 10.

Allmänt menas att de lågbromerade difenyletrar har fem eller färre bromatomer medan de högbromerade difenyletrarna har fler än fem bromatomer. Till de lågbromerade hör BDE 47, BDE 99, BDE 153 och BDE 154 (tetra- till hexaBDE) och till de högbromerade räknas bl.a. BDE 209 (dekaBDE).

Polybromerade bifenyletter, PBB, är ytterligare ett bromerat ämne som används inom flamskyddsinindustrin. PBB består liksom PBDE av två bensenringar men dessa är direkt hopkopplade med en enkel bindning (inte via en syreatom som PBDE). Även för PBB blir maximala antalet bromatomer 10. Beroende på antal bromatomer och deras placering kan man teoretiskt åstadkomma vardera 209 olika kongener (föreningar) av PBB och PBDE. Det specifika för de bromerade flamskyddsämnena är att de lätt bildar s.k. radikaler, som förbrukar syre, en faktor som är avgörande vid dess användning som flamskyddsmedel. Ämnenas stabilitet gör dem svårnedbrytbara i miljön samt att de kan få en långväga spridning (Palm, 2001; Sternbeck, 2001).

Hexabromcyklodekan, HBCD, har liksom många andra bromerade föreningar mycket låg flyktighet och förefaller även vara så persistent och bioackumulerande att det skulle kunna klassificeras som ett s.k. POP-ämne (www.slv), vilket innebär att det har eller kan få en global spridning i miljön (Palm,

2001). PBDE och HBCD är precis som PCB och DDT, stabila och fettlösliga ämnen som generellt anrikas i näringskedjan (KemI 2000). HBCD i luft förväntas förekomma bundna till partiklar varför partikelhalten kan påverka halten av HBCD (Sternbeck, 2001).

4.2.2 Förekomst

Under det senaste decenniet har intresset för bromerade flamskyddsmedel ökat. Företrädesvis i Sverige där de första tecknen på en förhöjd koncentration i miljön upptäcktes. Därefter spred sig intresset i resten av Skandinavien och även vidare till andra delar av världen. Förklaringen till det växande intresset ligger i ökande halter och ämnenas strukturella likheter med traditionella miljögifter som PCB och klorerade dioxiner (Palm, 2001; Sternbeck, 2001). I studier från bl. a. Nordsjön, Japan, USA, Nederländerna Norge och Sverige har flera lägre PBDE (BDE-47, 99 och -100) visat sig vara allmänt spridda i miljön och i levande organismer med halter som tenderar att öka (Sternbeck, 2004; Norge, 2004; Witt, 2000). I undersökningar av halten PBDE i bröstmjölk hos människor verkar det exempelvis ske en fördubbling i halterna varje 5-årsintervall (Witt, 2004). Trenderna i sillgrissla vid Östersjön indikerar visserligen på att halten av BDE-47, -99 och -100 börjat sjunka, istället har man nu funnit de högbromerade kongenerna i terrestra djur. Svenska pilgrimsfalkars ägg har visat sig innehålla rester av högre bromerade flamskyddsmedel, det är första gången man detekterat så höga halter BDE-209 och BDE-183 så högt upp i näringskedjan i den yttre miljön (Sellström, 2001).

Djur i terrester miljö har relativt sett låga halter av HBCD. För rovfåglar ökar dock halten markant vilket visats i både svenska och norska studier. Sötvattenfiskar är högt belastade nära utsläppskällan men för marina fiskar sjunker halterna betydligt. I marina däggdjur som tumlare och delfiner är halterna ganska låga (www.snf). Jämfört med t.ex. PBDE är datamängden över HBCD begränsad men ämnet har tidigare uppmätts i ett flertal olika medier runtom i Sverige. I studier runt Viskan återfanns t.ex. HBCD i både sediment och gädda (Witt, 2000) och i en studie av 50 reningsverk återfanns halter av HBCD på 9-204 ng/g TS. HBCD ser ut att förekomma i högre halt i orötat slam vilket skulle kunna indikera att debromering sker under rötningen (Sternbeck, 2001).

TBBPA förekommer allmänt i miljön med en tendens till förhöjda halter i urbana miljöer. I mark och sediment är halterna generellt mycket låga, det senare kan bero på anaerob debromering av TBBPA (Remberger, 2002). I slam är biodegraderingen 0 % efter 14 dagar medan den i jord är mellan 36-82 % för aerob och 44-91 % för anaerob jord (Miljöstyrelsen, 2001).

Bromfenolen 2,4,6-tribromfenol används som flamskyddskemikalie men bildas även naturligt samt kan utgöra nedbrytningsprodukter av syntetiska ämnen. Möjligheten att dra slutsatser om eventuell antropogen påverkan utifrån en screeningstudie är därför begränsade. I undersökningar av slam från ARV har tribromfenol påträffats i rötat slam men inte primärslammet, vilket kan bero på att föreningarna är nedbrytningsprodukter från andra bromerade ämnen (Remberger, 2002).

4.2.3 Användning

Bromerade flamskyddsmedel är ämnen som används för att försvåra att brand uppkommer och att hejda brandutveckling om det börjar brinna. De bromerade flamskyddsmedlen finns i bl a elektronisk utrustning, textilier, plaster och byggmaterial. De omfattar en rad olika ämnesgrupper, huvudsakligen tetrabrombisfenol A (TBBPA), polybromerade difenyletrar (PBDE), polybromerade bifenyler (PBB) samt hexabromcyklododekan (HBCD). Man skiljer på två typer av bromerade flamskyddsmedel; reaktiva och additiva. Reaktiva flamskyddsmedel binds kemiskt i produkter och blir mindre rörliga, varför läck-

age till omgivningen försvåras. Additiva flamskyddsmedel, till vilka HBCD hör, blandas in i produkten eller appliceras på dess yta men är inte molekyllärt bundna till matrisen. De kan därför lättare avgå från produkten under hela dess livslängd (Palm, 2001). Under de senaste årtionden har det skett en förskjutning i tillverkning och användande mot högre bromerade flamskyddsmedel, t ex decabromerade difenyletrar (DeBDE) med 10 bromatomer. Det finns ingen tillverkning av bromerade flamskyddsmedel i Sverige, antingen importeras de som rena ämnen, som flamskyddad råvara till plast eller i komponenter och färdiga varor. Under 1999 användes ca 26 ton PBDE i Sverige, den använda kvantiteten för PBB finns inte redovisad. Inom EU har man för pentaBDE uppskattat utsläppen till drygt 40 ton per år vilket skulle betyda att de sammanlagda utsläppen till miljön i Sverige ligger i storleksordningen några ton per år. (KemI, 2000).

Hexabromcyklododekan (HBCD) produceras inte i Sverige men importeras, dels i form av kemikalier, men framförallt som halvfabrikat av plast och i färdiga varor. HBCD används som additivt flamskyddsmedel i t.ex. textilier och i EPS (lättplast). HBCD-innehållande EPS används bl.a. i isolerings-skivor, bilbarnstolar och i vissa förpackningsmaterial (Nylund, 2002).

Tetrabrombisfenol A (TBBPA) är för nuvarande det mest använda flamskyddsmedlet i världen. År 1999 var den globala konsumtionen 121 000 ton varav 13 800 ton användes i Europa. Det primära användningsområdet för TBBPA är som reaktiv tillsats i produktionen av flamskyddade plaster. När TBBPA tillsätts reaktivt binds det kovalent till plasten och anses inte kunna läcka ut i miljön. Plaster som innehåller TBBPA används bland annat inom byggplast- och plastförpackningsindustrin, dator- och kontorsmaskinsindustrin och båtbyggerier, cykel och flygplansindustrin. I plaster där TBBPA tillsätts som additiv, är risken större för att TBBPA läcker ut till miljön, sådana plaster används i produkter som väggguttar, kontakter, kåpor och höljen (Remberger, 2002).

4.2.4 Reglering och utfasning

Den svenska regeringen tog 1990 ställning för att de mest skadliga bromerade flamskyddsmedlen skulle avvecklas. 1999 presenterade Kemikalieinspektionen en rapport i vilken ett förslag om avveckling av PBDE och PBB redovisades. Åtgärder som Kemikalieinspektionen föreslog var förbud mot fortsatt användning och import av varor som innehåller dessa ämnen. Utfasningen av bromerade difenyletrar bearbetas även på internationell nivå då ämnesgruppen finns med på listan över prioriterade ämnen inom vattendirektivet.

4.2.5 Toxicitet

För PBDE har man med hjälp av QSAR-samband (quantitative structure-activity relationship), bland annat utgående från K_{ow} försökt kvantifiera toxiciteten. För pentaBDE uppskattas LC50 utgående från K_{ow} till att för fisk vara 27-52 µg/l. Dessa uppskattningar får anses som ganska osäkra (EU, 1999). PentaBDE har visat sig påverka lever och sköldkörtelhormon och försök med möss har visat att musungar som matats med pentaBDE har beteendestörningar i vuxen ålder (KemI, 2000).

När det gäller PBDE finns det teorier om att av levande organismer inte tar upp kongener med fler bromatomer i lika hög grad som lågbromerade kongener. Det försvårade upptaget skulle bero på att stora molekyler har svårare att passera genom cellmembranen (Bernes, 1998). Teorin kan dock ifrågasättas efter att man funnit rester av högbromerade PBDE i ägg från pilgrimsfalk (Sellström, 2001). Högbromerade ämnen har dessutom en förmåga att dehalogeneras (bli av med en eller flera bromatomer) vilket gör att utsläpp av högbromerade BDE inte kan anses ha mindre negativ effekt i miljön än de

lågbromerade BDE. Lägre bromerade PBDE kan påverka leverenzymmer i fisk och däggdjur, mängden sköldkörtelhormon, immunsystemet och neurologisk utveckling hos däggdjur (KemI, 2000).

I studier på möss och råttor påvisas inte HBCD ha någon akut toxicitet däremot ledde kronisk exponering till en ökad levervikt. Vid exponering uppvisade gravida möss ett hämmat intag av mat samt förändringar i levern, däremot syntes inga effekter på avkomman. Om HBCD är cancerogent är inte helt fastställt, det finns dock indikationer på att ämnet, i likhet med andra miljögifter som DDT och PCB, kan orsaka cancer via en icke-mutagen-mekanism (Witt, 2000). HBCD kan antas vara ackumulerbart då man i studier runt Viskan hittade ämnet i gädda.

TBBPA har en låg akut giftighet vid intag, hudkontakt och inandning. TBBPA är svagt irriterande för hud, ögon och slemhinnor. TBBPA karaktäriseras som mycket giftig för vattenlevande organismer, (LC50) är för fisk 0,4 mg/l, för dafnier 0,96 mg/l och för alger 0,09 mg/l. NOEC (No Observed Effect Concentration) för fisk anges till mellan 0,1 och 0,26 mg/l (Miljøstyrelsen, 2001).

4.3 Ftalater

Ftalater ingick i den nationella screeningen 2003, vilket gjorde det naturligt att låta ftalater ingå även i det regionala programmet. Den nationella screeningen omfattade analys av 7 vanliga ftalater i matriserna blod, bröstmjölk och urin. Den regionala screeningen omfattade 4 av de 7 ftalater som ingick i den nationella screeningen samt ytterligare 6 ftalater som är vanliga i produkter som används i samhället. Samtliga ftalater som ingått i både den regionala och den nationella screeningen redovisas i tabellen nedan (Tabell 4).

Tabell 4. Ftalater som ingått i den regionala respektive nationella screeningen 2002, samt ftalater som analyserats utanför screeningverksamheten i Ryssbysjön och Vässledasjön.

Ftalat	Regional screening	Nationell screening	Ryssby-sjön	Vässleda-sjön
2,2,6,6-tetra-butyl-4,4-metendifenol (CAS 118-82-1)	X			
Bis (2-etylhexyl)adipat (CAS 103-23-1)				X
Butylbenzylftalat (BBP, CAS 85-68-7)		X	X	X
Dimetylftalat (CAS 131-11-13)	X		X	X
Dietylftalat (DEP, CAS 84-66-2)	X	X	X	X
Di-n-propylftalat (CAS 131-16-8)	X			
Di-n-butylftalat (DBP, CAS 84-74-2)	X	X	X	X
Di-iso-butylftalat (CAS 84-69-5)	X			
Di-pentylftalat (CAS 131-18-0)	X			
Di-n-oktylftalat (DOP, CAS 117-84-0)	X	X	X	X
Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP, CAS 117-81-7)	X	X	X	X
Di-cyklohexylftalat (CAS 84-61-7)	X			
Di-iso-nonylftalat (DINP, CAS 28553-12-0)		X	X	
Di-iso-decylftalat (DIDP, CAS 26761-40-0)		X		

4.3.1 Kemisk struktur och ämnens egenskaper

Ftalater är diestrar av orto-ftalatsyra. Estrarna är uppbyggda av en syra som innehåller en aromatisk ring och en eller två alkoholer t.ex. etanol eller butanol. Alkoholernas kolvätekedjor kan också vara ringformade kolväten eller aromatiska ringar (KemI, 2003). Ftalaternas fysikaliska och kemiska egenskaper beror på hur kolvätekedjorna ser ut men gemensamt för ämnena är att de har låg vattenlöslighet/hög fettlöslighet och låg flyktighet. Den låga vattenlösligheten gör att de hydrolyseras relativt långsamt. Ftalater är flytande inom stora temperaturintervall, exempelvis för DEHP inom -50 C - 340 C (kemI b). Genom att modifiera kolvätekedjorna kan man få fram ftalater för olika användningsområden (KemI, 2002). Ftalaternas fysikaliska och kemiska egenskaper har gjort dem lämpliga som mjukningsmedel i polymerer som plast och även gummi (Miljöstyrelsen, 2001). Ftalater kan delas in i långkedjiga och kortkedjiga föreningar beroende på hur lång kolkedjan i den använda alkoholen är. De vanligaste långkedjiga ftalaterna är diisononylftalat (DINP), diisodecylftalat (DIDP) och dietylhexylftalat (DEHP). Butylbenzylftalat (BBP) hör också till de långkedjiga ftalaterna.

4.3.2 Användning

Det finns ca 50 olika ftalater på den svenska marknaden och bland dessa dominerar DEHP, DINP och DIDP, vars främsta användningsområde är som mjukgörare i PVC-plast och gummi. I PVC-innehållande varor som golv och kablar finns stora mängder DEHP, DINP eller DIDP, upp till 40 % av den färdiga produkten kan utgöras av ftalater (KemI d). När ftalaterna fungerar som mjukgörare är de inte fast bundna till PVC-polymeren vilket gör att de utsöndras från plastprodukter under hela deras livslängd. Denna diffusa spridning gör att ftalater hittas nästan överallt i miljön. Kortkedjiga ftalater fungerar främst som lösningsmedel i färg och lim men ingår även som oljesubstans i parfym som additiv i hårspray och i smörjmedel (www.ourstolenfuture). Ftalatutsläpp sker främst till luft och kan transporteras långa sträckor i atmosfären. Ftalaten bryts ned långsamt i naturen och kunskaper om spridning och miljöeffekter är bristfällig. Användningen av den kortkedjiga dibutylftalaten (DBP) har dock minskat sedan man funnit att den är toxisk i miljön.

4.3.3 Förekomst

Ftalater har framställts sedan 1920-talet och i större skala sedan 1950-talet när PVC-industrin växte fram (KemI d). I en studie av vatten i ARV i Finland framkom att DEHP förekom i samtliga prover med en koncentration på mellan 28-122 µg/l. Studien visar också på att DEHP tas bort effektivt vid reningen i verket, huvudsakligen sker detta genom sorbtion till slam. I slammet försvinner sedan stora delar av ämnet i rötningskammaren. Det kan dock finnas signifikanta halter kvar av ämnet vilket måste beaktas vid den fortsatta hanteringen av slammet (Martiinen, 2002). I en studie gjord av IVL undersöktes fisk från nio bakgrundslokaler jämt fördelade i Sverige. Ftalater var i huvudsak inte detekterbara (4). Ytterligare undersökningar av ftalater i fisk har gjorts i Vättern och Vänern, här var medelhalten av Di-(2-etylhexyl)ftalat 1,9 mg/kg TS (Öberg, 2003).

4.3.4 Toxicitet

DEHP och dibutylftalat (DBP) är klassificerade som giftiga och reproduktionsstörande, dvs. kan ge nedsatt fortplantningsförmåga och fosterskador. DBP är också klassificerad som miljöfarlig och mycket giftig för vattenlevande organismer (KemI d). Ftalaterna DEHP, DBP och BBP klassificeras som fortplantningsstörande (KemI, 2004). Särskilt känsliga för lågdosexponering av DEHP har utvecklingen hos människans könsorgan visat sig vara (www.ourstolenfuture.com). I människan metaboliseras ftalaterna förhållandevis lätt, primärt till monoestrar, vilket innebär att den ena alkoholgruppen spaltas av. Monoestrar kan sedan utsöndras via urin. Stor del av de effekter som observerats i djur som exponerats för ftalater har tillskrivits monoestrarna.

4.3.5 Reglering och utfasning

Sex stycken namngivna ftalater är, genom ett beslut av EU-kommissionen, förbjudna att användas i leksaker och barnartiklar som är avsedda att stoppas i munnen av barn under tre år (Beslut 1999/815/EG). I Sverige har vi strängare regler för ftalater (SFS 1998:944 §16a). Här är alla ftalater förbjudna i leksaker och barnartiklar avsedda för barn under tre år och som kan stoppas i munnen (9).

Det förslag som nu förhandlas i Rådet innebär ett permanent användningsförbud för de sex ftalater som idag omfattas av det temporära förbudet i produktsäkerhetsdirektivet. För ftalaterna DEHP, DBP och BBP, föreslås ett totalförbud i alla slags leksaker och barnartiklar. DEHP finns med på listan över prioriterade ämnen i vattendirektivet. För ftalaterna DINP, DIDP och DNOP, som har mindre farliga egenskaper föreslås en reglering i sådana leksaker och barnartiklar som är avsedda för barn under tre år och som kan stoppas i munnen. (KemI, 2004).

4.4 Bisfenol A

4.4.1 Kemisk beskrivning

Bisfenol A (BPA) framställs genom reaktion mellan fenol och aceton (European commission, 2002).

4.4.2 Användning

Fyra företag inom EU framställer totalt 700, 000 ton bisfenol A per år (baserat på data från 1999) och den totala konsumtionen inom EU ligger på ca 690, 000 ton/år. Bisfenol används primärt i produktionen av polykarbonat (71 %) och epoxiharts (25 %) (Risk Assessment Report, 2003). Polykarbonater används ex vid tillverkning av dryckesflaskor, nappflaskor, muggar och mobiltelefoner medan limprodukter, färger, lacker och skyddshöljen för burkar framställs av epoxiharts (www.bisphenol-a.com). Bisfenol A är en av världens största kemikalier, med stor användning i många applikationer, som t.ex. polykarbonat- och epoxiplast och kan därför finnas i vissa livsmedelsförpackningar. Andra användningsom-

råden är PVC-plast och värmekänsligt papper (Risk Assessment Report, 2003). BPA används också som harts i tandfyllningar av plast. De främsta utsläppskällorna av BPA till miljön tros vara utsläpp och emissioner från dess tillverkningsindustri, från produktionen av epoxi, polykarbonater och polysulfonplast samt från urlakningen och nedbrytningen av de nämnda produkterna. BPA kan lakas ut från livsmedelsförpackningar av polykarbonat, från förpackningarnas epoxihartsbeläggningar eller från tandfyllningsmaterial (European commission, 2002).

4.4.3 Förekomst

Redan på 1970-talet upptäcktes BPA finnas i luft och vatten i Japan och därefter har undersökningar visat att BPA finns i recipientvatten i USA såväl som i avloppsvatten från industrier och hushåll i Tyskland. De högst uppmätta halterna har dock visat sig härröra från pappersproduktionsindustri samt trä-, metall- och kemikalieindustrin (European commission, 2002). BPA förväntas ha en kort nedbrytningstid i de flesta matriser under aeroba förhållanden. Så länge utsläppen sker på en konstant nivå borde ämnet inte transporteras några längre sträckor eller bli kvar i miljön någon längre tid. Vid höga belastningar finns det däremot risk för att BPA ackumuleras i naturen lokalt, vilket leder till ökad risk för exponering för djur och människor (European commission, 2002). Generellt sett förekommer Bisfenol A och Tetrabutylidifenol i låga halter runtom i Sverige. I den nationella screeningundersökningen mättes halten av BPA i luft. Trenden är att industristäder har en högre halt i luft än andra städer. Generellt sett är halterna dock låga, även om de är detekterbara (Arnér, 2003).

4.4.4 Toxicitet

I luft förväntas bisfenol A snabbt brytas ned genom reaktion med hydroxyl radikaler, med en kalkylerad halveringstid på runt 0,2 dagar. Ämnet är måttligt adsorberat till markpartiklar, slam och sediment när det når miljön. Abiotisk nedbrytning i vatten är försumbar men bisfenol A biodegraderas dock. Experimentell data visar att bisfenol A har en låg potential att bioackumuleras i akvatiska arter. Bisfenol A är potentiellt mobilt i sediment och kan därför vara en kontamineringsrisk för grundvatten (www.europa). Ämnet är inte cancerogent men har däremot en negativ effekt på fertilitet med en NO-AEL (No Observed A Effect Level) på 50 mg/kg. Människans exponering av bisfenol A i miljön anses inte ha någon effekt på fertiliteten (Risk Assessment Report, 2003). The Scientific Committee on Food, en oberoende rådgivare till European Commission gällande säkerhetsfrågor inom livsmedel, har uppskattat ett tolerabelt dagligt intag (TDI) av BPA i livsmedel med förpackningar av polykarbonat och epoxiharts till 0,01 mg/kg kroppsvikt och dag (European commission, 2002). Då det finns kännedom om att bisfenol kan vandra från förpackningsmaterial till mat har en gräns på 3 mg bisfenol A per kg mat (3ppm) tagits fram för att skydda konsumenterna i EU (Risk Assessment Report).

Bisfenol A är miljöfarligt för exempelvis fisk, irriterande för luftvägar, allergiframkallande och kan påverka levern. Till följd av ett lågt ångtryck torde exponering inte ske via förångning, troligare är istället att exponering sker via inandning av damm och genom hudkontakt med flingor eller puder av BPA. Bisfenol A är inte cancerframkallande i de djurstudier som gjorts. Däremot är den östrogen, d.v.s. hormonlik, vilket har visat sig ge en negativ effekt på fertilitet med en NOAEL på 50 mg/kg (Risk Assessment Report, 2003). I motsats till de stora studier som gjorts av industrier och myndigheter har ett antal mindre forskarstudier, framförallt från USA, påvisat att nästan försumbara mängder av bisfenol A kan vara östrogena i försöksdjur (mus och råttor). Dessa studier antyder att den östrogena effekten skulle kunna vara 10 000 gånger högre än visat i de stora studierna. Tror man på de senare studierna finns det anledning att vara bekymrad för innehållet av bisfenol A i t.ex. nappflaskor (KemI c). EU har valt att tro på de stora studierna, men samtidigt sagt att vi inte helt kan ignorera forskarnas data. Därför har

EU i ett av sina kemikalieprogram satt i gång ett stort testningsprogram där lågdoseffekterna av bisfenol A ska studeras noggrant. Den lägsta koncentrationen av Bisfenol A i vatten, vid vilken effekter har rapporterats är 1 µg/l, men kvaliteten på data bedöms dock inte som nog för att definiera PNEC (Predicted No Effect Concentration) (Risk Assessment Report, 2003).

4.5 Tertiära butylfenoler

4.5.1 Kemisk struktur och ämnens egenskaper

De flesta ämnen i gruppen är fenoliska föreningar som innehåller minst en tertiär butylgrupp.

4.5.2 Förekomst

Det finns inte särskilt mycket data på förekomst av tertiära butylfenoler i miljön men generellt sett förekommer tetrabutylidifenol i låga halter runtom i Sverige. Det vanligast förekommande ämnet är 2,6-di-t-butyl-4-metylfenol. I den nationella screeningundersökningen 2003 påträffades tetrabutylidifenol i halter om <2 µg/l i inkommande vatten och > 0,1 µg/l i utgående vatten. De flesta butylfenolerna och liknande ämnen i sediment, vatten och slam påträffades inom den nationella screeningen, dessutom hittades ämnet i både fisk och sediment vilket kan tyda på att ämnet lagras i den miljön. Även luftprover visade sig innehålla de fyra mest använda butylfenolerna (4-t-butylfenol, 2,6-di-t-butylfenol, 2,6-di-t-butyl-4-metylfenol och t-butyl-hydroquinone). Resultatet från undersökningen ger en antydning om att luften i industristäder har en högre halt av tertiära butylfenoler än luft i andra städer (Remberger, 2003).

4.5.3 Användning

Tetrabutylfenol är en högvolymskemikalie som inte tillverkas i Sverige men under 2002 importerades och användes ungefär 12 ton av ämnet. 8 ton användes inom bland annat koksindustrin, till raffinerade petroleumprodukter och kärnbränslen där tetrabutylidifenol används som stabilisatorer, smörjmedel och additiv. Inom metallindustrin används Tetrabutylidifenol som antioxidanter och inom plastindustrin som primär antioxidant och stabilisator. Både 2,6-di-t-butyl- 4- metylfenol och t-butyl-hydroxy-anisole är registrerade antioxidanter i mat (E320 respektive E 321). Tetrabutylfenol finns även i kosmetiska produkterna där de primärt används i produkter för hårstyling, tvål och lotion. Eftersom många av de tertiära butylfenolerna ingår i hushållsprodukter antas de följa med avloppsvattnet till de kommunala avlopps- och reningsverken, som i sin tur blir sekundära emissionskällor (European commission, 2002).

4.5.4 Toxicitet

Ingen av de tertiära butylfenolerna och liknande substanser är klassificerade för hälsa eller miljö i Sverige. Enligt OECD (1995) är 2,6- di- tertbutylfenol toxisk för vattenlevande organismer och är inte biodegraderbart. Toxicitetstudier av tetrabutylidifenol på råttor och kaniner har påvisat att ämnet har låg akut toxicitet. Den lägsta akuta toxiciteten är rapporterad för daphnia vars EC50 48 h, var 0,45 mg/l. Ämnet är inte akut toxiska men de är dock irriterande för ögon och hud (European commission, 2002). 4-t-butylfenol är måttligt bioackumulerande, stabilt och måttligt biodegraderbart (98 % efter 28 dagar) i vatten.

4.6 Metylfenoler

4.6.1 Kemisk struktur och ämnens egenskaper

Metylfenoler har en eller flera metylgrupper kopplade i orto- meta eller paraposition relativt till den hydroxygrupp som finns kopplad till fenolringen. Alla isomerer av metylfenoler kan snabbt avlägsnas från miljön. Den dominerande avlägsningsmekanismen i luft är till synes oxidation som halverar mängden metylfenol på en dag. I vatten, under aerobiska förhållanden, är biodegradering den domine-

rande avlägsningsmekanismen där halveringstiden är mellan en dag till en vecka. I jord med anaerobiska förhållanden är biodegradering fortfarande en viktig process, här är dock halveringstiden något långsammare, ungefär en vecka.

4.6.2 Förekomst

I den nationella screeningundersökningen 2003 visade sig metylfenoler generellt sett uppträda i lägre koncentrationer i slamprov än i sediment, vilket är tvärtemot förekomsten av butylfenoler. Detta kan indikera att för metylfenoler är externa källor viktigare än avloppsvatten, men kan också reflektera dess snabba nedbrytning i slam. Metylfenoler frigörs vid förbränning av bland annat pellets och ved, förbränningsförhållandena är dock avgörande för mängden som frigörs. På mätstationerna som ska representera bakgrundhalten i luft hittades metylfenoler och två av dimetylfenolerna. Ämnena har en uppskattad halveringstid i luft på 5-10 timmar, vilket gör att deras förekomst i bakgrundsluft är lite oväntad. Troligtvis är källan till denna förekomst inte direktutsläpp av ämnet, metylfenolerna antas istället ha formerats genom oxidation av exempelvis toluen som funnits i området. Förekomst av 4-metylfenol kan vara naturlig eftersom ämnet bildas i tarmen vid nedbrytning av aminosyran tyrosin, 4-metylfenol transporteras ut ur kroppen via urin (EU, 1999).

4.6.3 Användning

Största delen av metylfenolerna är utvunna ur petroleum och har sitt huvudsakliga användningsområde som intermediära ämnen (länk, mellanform) i tillverkningen av kemikalier och kemiska produkter. Det finns även uppgifter om att de använts som antioxidanter i vissa kommersiella flygplansbränslen för att förhindra att det uppstår avlagringar i motorernas bränslesystem. Metylfenoler används också som svamp- och bakteriedödande ämnen i tvål som är antiseptisk. Dessutom har 3-metylfenol, antingen rent eller i kombination med 4-metylfenol, också varit viktig i produktionen av herbicider.

4.6.4 Toxicitet

Metylfenoler och 3,5-dimetylfenoler är klassificerade som toxiska vid hudkontakt och vid konsumering. Vidare är de återstående tre isomererna av dimetylfenol även toxiska för vattenlevande organismer och kan orsaka långtidseffekter i miljön.

5 Resultat

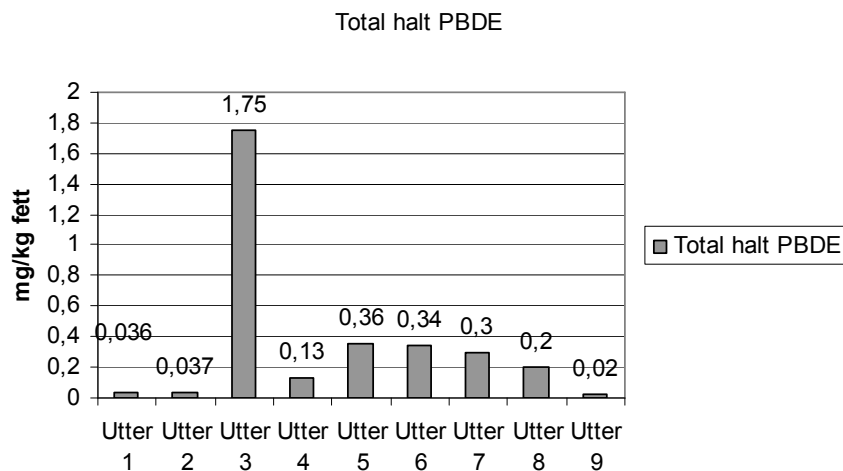
5.1 Bekämpningsmedel

Under 2002 genomfördes en undersökning av bekämpningsmedel i ytsediment (0-2 cm) på fem olika lokaler i länet. Fyra av lokalerna, Mosstorpagölen i Eksjö, Svartån i Tranås, Munksjön i Jönköping och Hindsen i Värnamo kommun, bedömdes som påverkade då de ligger i närheten av golfbanor och/eller ARV. Den femte lokalen, Fjärasjö i Eksjö, bedömdes som opåverkad och används som referenslokal i undersökningen. Samtliga lokaler analyserades med avseende på 30 olika ämnen som ingår i bekämpningsmedel (se Tabell 3). Inget ämne kunde detekteras på någon av lokalerna.

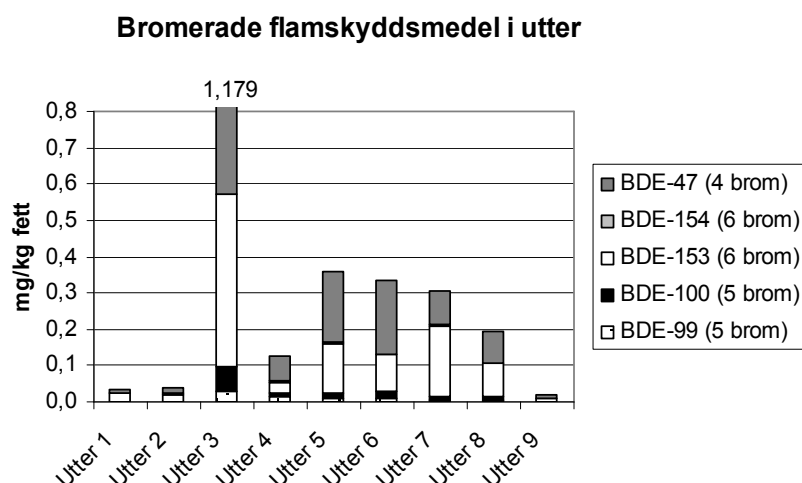
5.2 Bromerade flamskyddsmedel

5.2.1 Bromerade flamskyddsmedel i uttrar

Under 2002 skickades nio uttrar från Tranås, Eksjö och Hultsfreds kommun in för analys av bromerade flamskyddsmedel. Halten PBDE (BDE-47, -99, -100, -153, -154 och -209) i uttrarna låg inom intervallet 0,021-1,75 mg/kg fett (Figur 1). De dominerande kongenerna i uttrarna utgörs av BDE- 47 och – 153, därefter följer BDE –99, -100 och –154 (Figur 2). BDE-209 och HBCD låg under detektionsgränsen i samtliga prover.



Figur 1. Den totala halten av PBDE i respektive utter.



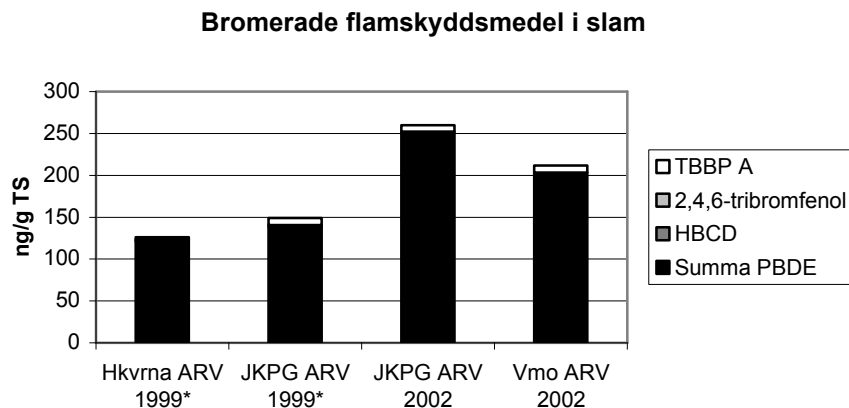
Figur 2. Fördelningen av BDE- kongenerna i utter.

5.3 Bromerade flamskyddsmedel

5.3.1 Bromerade flamskyddsmedel i slam

5.3.1.1 PBDE

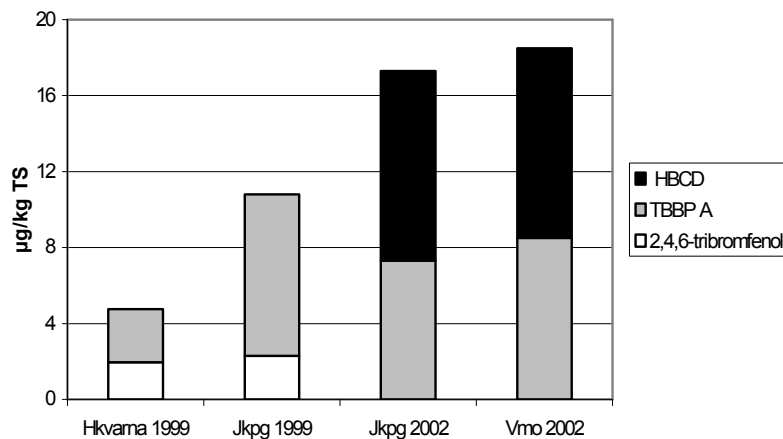
Undersökningen av bromerade flamskyddsmedel i Jönköpings län är utförd vid två olika tidpunkter, 1999 och 2002. Vid båda tillfällena undersöktes slam från ARV i Jönköping medan Huskvarna ARV endast undersöktes 1999 och Värnamo ARV endast undersöktes 2002. Samtliga av de åtta kongener, utom BDE- 138, som analyserades återfanns i samtliga slamprover. Den totala halten PBDE ligger mellan 121-252 ng/g TS och utgörs i prover som togs 2002 främst av BDE-209 följt av BDE- 99 och –47. Fördelningen av de olika kongenerna ser i prover som togs 1999 ut att domineras av BDE- 99 och – 47 medan BDE- 209 utgör en mindre del. Förutom skillnader i kongenförhållande ser den totala PBDE-halten generellt ut att vara lägre i prover som är tagna under 1999. (Fördelningen av kongenerna i respektive prov redovisas i bilaga 1).



Figur 3. Halten bromerade flamskyddsmedel i slamproverna från respektive ARV. * Värdena från 1999 (slam) är analyserade som ng/g VV. En TS-halt på 20 % har använts för att räkna om halterna till ng/g TS.

5.3.2 TBBPA, HBCD och 2,4, 6-tribromfenol

I undersökningen ingår slamprover som tagits från tre ARV i Jönköpings län; Värnamo ARV, Jönköping ARV och Huskvarna ARV. Prover togs vid två tillfällen, 1999 och 2002, vid första tillfället togs prover från Huskvarna och Jönköpings ARV och vid andra undersökningstillfället togs prover från Värnamo och Jönköpings ARV i. TBBPA förekommer i samtliga slamprov med en halt i intervallet 2,8-8,5 µg/kg TS. 2,4,6-tribromfenol detekterades endast i prover som togs i Jönköpings och Huskvarnas ARV under 1999. Halterna ligger på 1,95 respektive 2,3 µg/kg TS. HBCD analyserades endast i prover tagna 2002, i de proverna ligger halten under detektionsnivån.

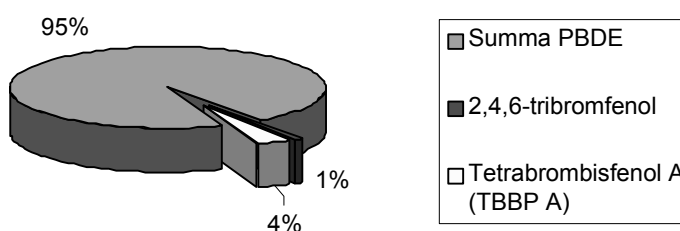


Figur 4. Halten TBBPA, 2,4,6-tribromfenol och HBCD i slam från ARV i Huskvarna, Jönköping och Värnamo.

5.3.3 Fördelningen av bromerade flamskyddsmedel i slam från ARV

Av figuren nedan (Figur 5) kan fördelningen av de bromerade ämnen som ingick i undersökningen utläsas. Summan av PBDE utgör 95 %, följt av TBBP A som utgör 4 % och 2,4,6-tribromfenol som står för 1 % av den totala mängden bromerade flamskyddsämnen som hittades i de undersökta slamproverna.

Bromerade flamskyddsmedel i slam från ARV i länet



Figur 5. Fördelningen av undersökta bromerade flamskyddsämnen i slam från samtliga ARV i undersökningen.

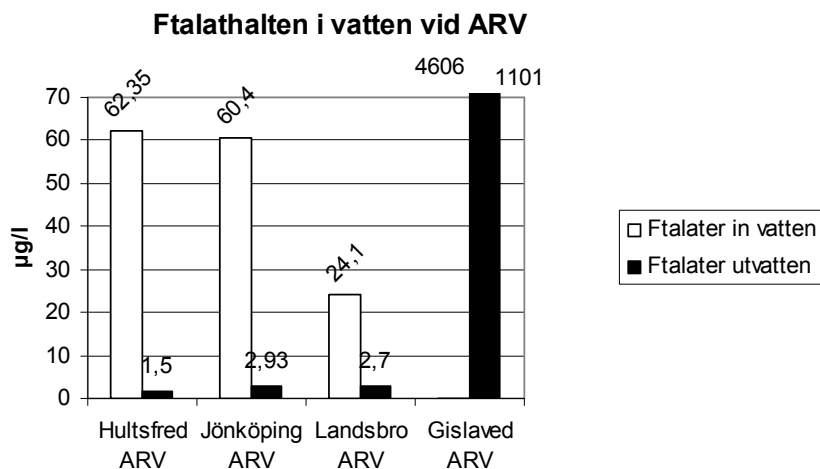
5.3.4 Bromerade flamskyddsmedel i sediment

I undersökningen togs sedimentprover från sju lokaler inom Jönköpings län och Hultsfreds kommun. Lokalerna var Fjärsjö, Gysjön, Svansjön, Vidöstern, Svartån, Munksjön och lakvattensdamm i Värnamo. Fjärsjö anses opåverkad och ingick som referenssjö övriga lokaler är påverkade av antingen deponier eller reningsverk. Sedimentproverna analyserades på åtta PBDE, hexabromcyklodekan (HBCD), 2,4,6-tribromfenol och Tetrabrombisfenol A (TBBP A). Med undantag för sedimentprov från Munksjön och lakvattensdammen låg samtliga prover under detektionsgränsen för de analyserade ämnena. Sediment från Munksjön uppvisar halter på 1,6 ng/g TS BDE- 99 och i sediment från lakvattensdammen i Värnamo uppmättes 2,7 ng/g TS av BDE-47 och 4,3 ng/g TS av BDE- 99.

5.4 Ftalater

5.4.1 Ftalater i vatten

I undersökningen ingick prover på ingående respektive utgående vatten från ARV i Hultsfred, Jönköping, Landsbro och Gislaved. Ftalathalterna i ingående vatten i de tre förstnämnda verken låg mellan 24,1 och 62,4 µg/l medan utgående vatten låg mellan 1,5 och 2,9 µg/l. I Gislaveds ARV låg halterna väldigt högt, halterna i ingående vatten mättes till 4606 µg/l och utgående vatten hade en ftalathalt på 1101 µg/l. Resultatet från undersökning visar dock att ftalaterna till stor del bryts ned under reningsprocesserna i reningsverken och det är endast en liten del som följer med utgående vatten till miljön.



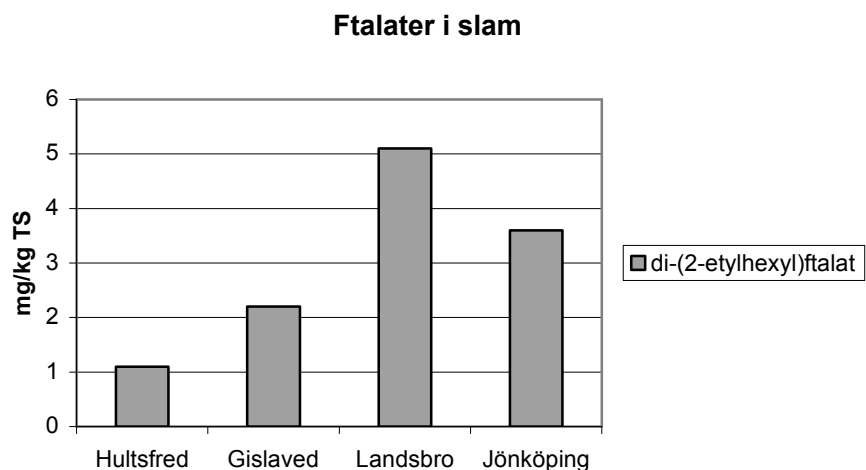
Figur 6. Jämförelse mellan halten ftalater i in- respektive utgående ARV-vatten.

5.4.2 Fördelning av ftalater i vatten

I ingående vatten kan alla 10 ämnen detekteras men det är DEHP följt av DEP som utgör den största delen av den totala mängden ftalater. Innehållet i utgående vatten domineras också av DEHP och DEP, och lägre halter av di-n-butylftalat och di-n-isobutylftalat. Övriga sex ftalater ligger under detektionsnivån. I bilaga 1 redovisas fördelningen mellan de olika ftalaterna i respektive prov.

5.4.3 Ftalater i slam

I undersökningen togs prover från avloppsreningsverk i Hultsfred, Gislaved, Landsbro och Jönköping. Proverna analyserades på 10 ftalater men det var endast di-(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) som fanns i detekterbara halter. DEHP hittades i samtliga slamprover på halter i intervallet 1,1 till 5,6 mg/kg TS (se Figur 7). Högst var halterna i Landsbro följt av Jönköping, Gislaved medan prover från Hultsfred hade lägst halter.

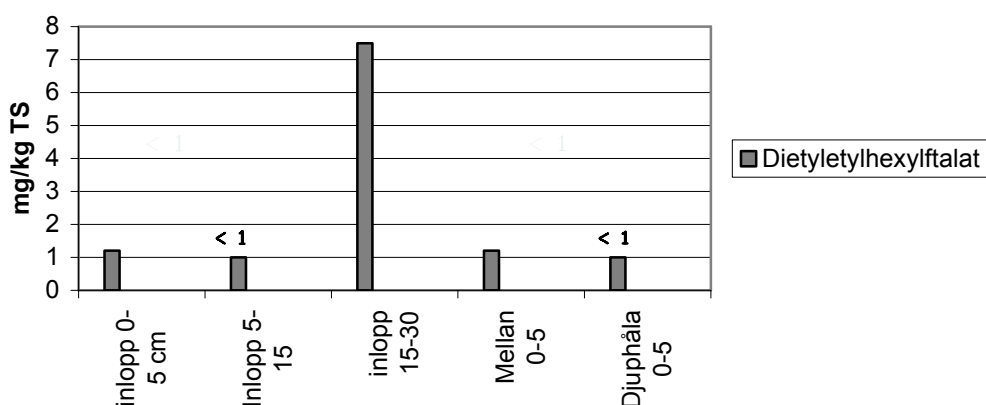


Figur 7. Ftalathalten i slam från ARV i Hultsfred, Gislaved, Landsbro och Jönköping.

5.4.4 Ftalater i sediment

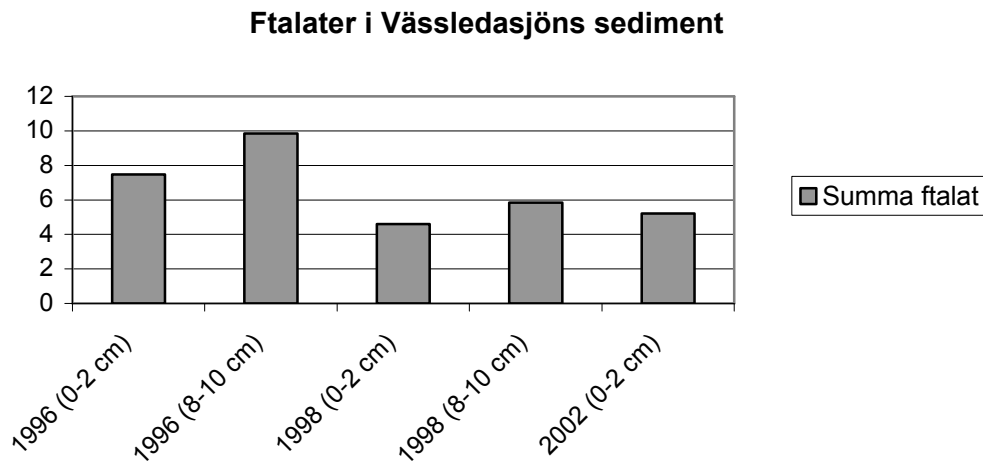
Under 2002 togs sedimentprover från fem recipienter i Jönköpings län och en recipient i Hultsfreds kommun. Lokalerna är Nissan, Gröpplebäcken, Munksjön, Ryssbysjön, Vässledasjön samt Hulingen i Hultsfred. De tre förstnämnda samt Hulingen ingick i det regionala screeningprogrammet medan de två övriga analyserades utanför programmet. Sedimentprover från Nissan, Gröpplebäcken, Munksjön och Hulingen analyserades på sammanlagt tio olika ftalater (se Tabell 4). Sedimentprover från Ryssbysjön och Vässledasjön analyserades på sju ftalater, dock på olika sju ftalater (se Tabell 4). Ftalathalten i sediment från Nissan, Gröpplebäcken och Hulingen låg under detektionshalten medan halterna i Munksjön uppmättes till 1 mg/kg TS Di-n-propylftalat (vilket var strax över detektionsgränsen på 0,8 mg/kg TS) och 5,1 mg/kg TS Di-(2-etylhexyl)ftalat.

I Ryssbysjön analyserades sediment från tre olika djup, 0-5 cm, 5-15 cm och 15-30 cm på lokalen ”inlopp”. Från övriga två lokaler, ”mellan” och ”djuphåla” togs endast ytsediment (0-5 cm). De högsta ftalathalterna uppmättes i det prov som tagits från djupaste sediment men även i de ytprover som togs i provpunkterna ”inlopp” och ”mellan” detekterades ftalathalter på drygt 1 mg/kg TS, dvs strax över detektionsgränsen på 1 mg/kg TS. I samtliga prov som hade detekterbara halter av ftalater visade sig Di-(2-etylhexyl)ftalat vara den dominerande..

Ftalater i Ryssbysjöns sediment**Figur 8. Halter av Dietylhexylftalat i Ryssbysjöns sediment (mg/kg TS) i en gradient från området vid Nässjöans inlopp (tre sedimentdjup) ut till sjöns djuphåla.**

I Vässledasjön har sedimentprover analyserats på ftalater vid tre tillfällen, 1996, 1998 och 2002. Vid de två första tillfällena togs prover från två sedimentdjup; 0-2 cm och 8-10 cm medan 2002 års prover endast togs från 0-2 cm djup. Ftalathalterna skiljer sig inte mycket mellan de olika sedimentdjupen men det finns en tendens till högre halter i de djupare proven. De prover som uppvisar högst halter är tagna 1996 medan proverna från 1998 och 2002 uppvisar tämligen lika halter. De dominerande ftalaterna skiljer sig mellan respektive år. 1996 var den dominerande ftalaten Di-n-butylftalt, 1998 var det TS Di-

(2-etylhexyl)ftalat och 2002 Di-n-oktylftalat. Fördelningen av ftalater för respektive prov redovisas i bilaga 1.



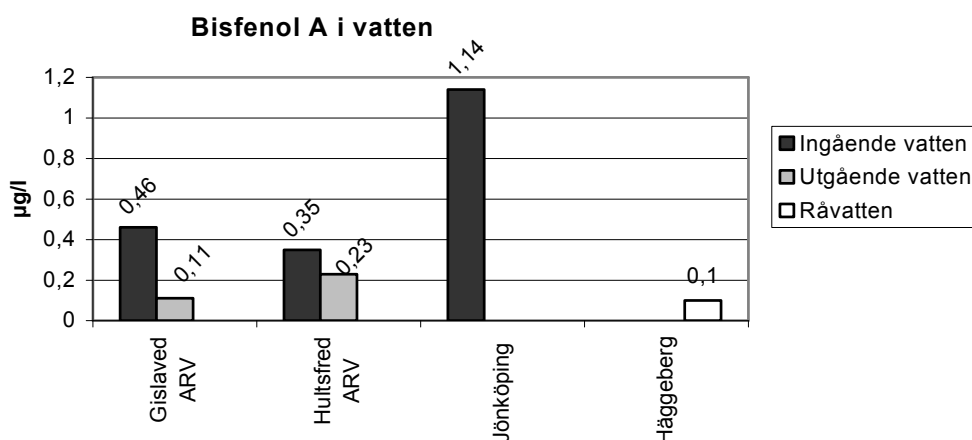
Figur 9. Ftalathalten i Vässledasjöns sediment (mg/kg TS) från två olika djup och tre olika tidpunkter.

5.5 Bisfenol A (BPA)

5.5.1 BPA i vatten

Undersökningen omfattade analys av BPA (bisfenol A) i vatten vid reningsverk. I Hultsfred och Gislaveds ARV togs prover i både inkommande och utgående vatten. Vid Jönköpings ARV togs prover endast i inkommande vatten (proverna togs vid tre tillfällen och halterna låg mellan 0,51-2,4 µg/l, i diagrammet nedan anges ett medelvärde på 1,14 µg/l) BPA återfanns i samtliga prover. I ingående vatten låg halterna mellan 0,35 och 2,4 µg/l medan halterna i utgående vatten låg mellan 0,11 och 0,23. Den högsta halten av BPA i inkommande vatten uppmättes i Jönköping och den högsta halten i utgående vatten uppmättes i Hultsfred. Proverna från Hultsfred och Gislaved visar att halten BPA i utgående vatten är lägre än halten i inkommande vatten, störst är reduktionen vid Gislaveds ARV.

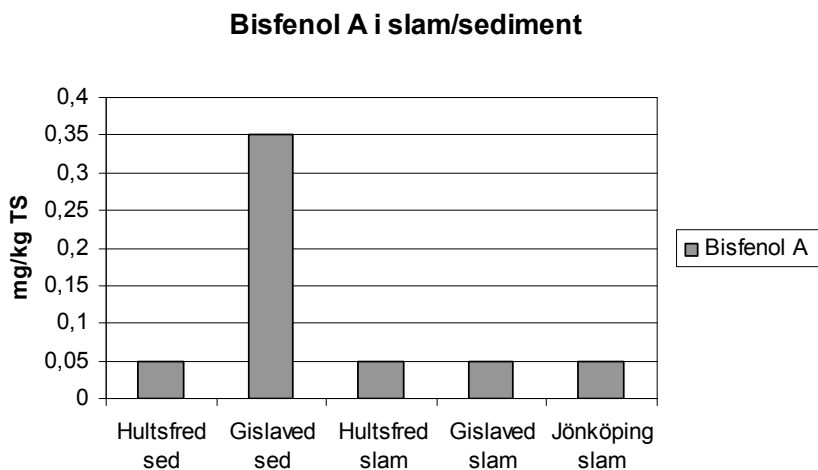
Vid Hågebergs vattenverk togs endast prov i råvattnet, där halter på 0,1 µg/l uppmättes.



Figur 10. BPA-halten i vatten vid Gislaved, Hultsfred, Jönköpings avlopps- och reningsver samt i Hågebergs vattenverk.

5.5.2 BPA i slam och sediment

Undersökningen omfattade slamprover från Hultsfreds, Gislaveds och Jönköpings ARV samt sedimentprover från Hulingen i Hultsfreds kommun och Nissan i Gislaveds kommun. BPA låg under detektionsgränsen (0,05 mg/kg TS) i samtliga prover utom i slam från Gislaveds ARV där halter på 0,35 mg/kg TS uppmättes.

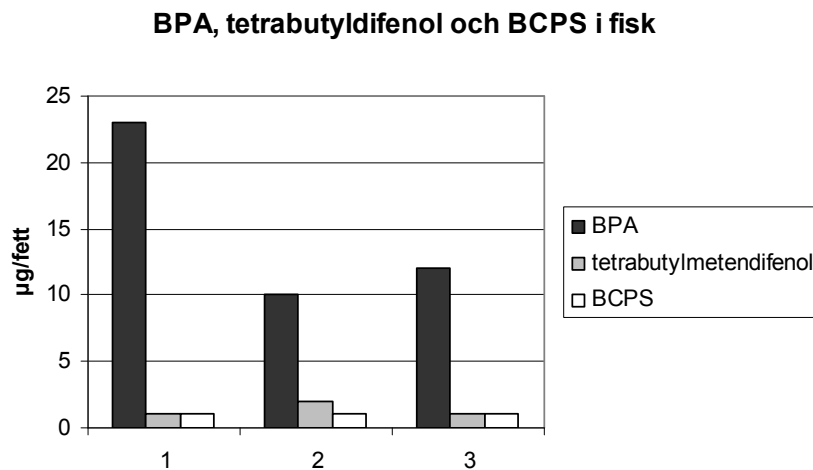


Figur 11. Halten BPA i slam och sediment.

5.5.3 Bisfenol A, tetrabutyldifenol och BCPS i fisk

Inom den nationella screeningen undersöktes BPA, tetrabutyldifenol och BCPS i fisk från 29 lokaler runt om i Sverige. I Jönköpings län ingick Munksjön i Jönköpings kommun. 21 abborrar skickades in för analys, vars resultat redovisas som tre samlingsprover (se Figur 12). BPA uppmättes i höga halter i alla tre samlingsprov, halterna ligger mellan 10-23 µg/g fett. Tetrabutyldifenol låg över detektionsgrän-

sen (0,1 µg/g fett) i ett av samlingsproverna och BCPS låg under detektionsgränsen (0,1 µg/g fett) i alla tre samlingsprover.



Figur 12. Halterna BPA, tetrabutyldifenol och BCPS i fisk från Munksjön i Jönköping. Analysen gjordes på tre samlingsprover med sju individer per prov.

5.6 Tetrabutyldifenol

5.6.1 Tetrabutyldifenol i slam och sediment

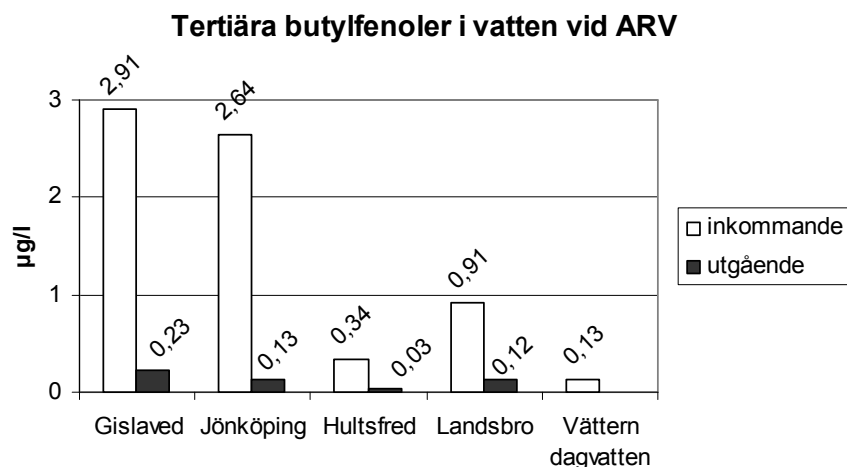
Undersökningen omfattade slamprover från Hultsfreds, Gislaveds och Jönköpings ARV samt sedimentprover från Hulingen, Hultsfreds recipient. Tetrabutyldifenol låg under detektionsgränsen (0,01 mg/kg TS) i slamprov från Hultsfred och Jönköping samt i sediment från Hulingen. I slam från Gislaveds ARV uppmättes halter på 0,034 mg/kg TS.

5.7 Tertiära Butylfenoler

Undersökningen omfattar analys av elva tertiära butylfenoler samt tre snarlikna ämnen. Proverna togs i in- respektive utgående vatten vid fyra ARV, i Gislaved, Jönköping, Hultsfred och Landsbro ARV. Samma analys genomfördes på slamprover från nämnda avlopps- och reningsverk. Utöver dessa prover analyserades tre dagvattenprover som kommer från E4 och sedan mynnar i Vättern.

5.7.1 Tertiära butylfenoler i vatten

Undersökningen tyder på att den totala halten av tertiära butylfenoler i vatten reduceras i reningsverket. Utgående vatten innehåller mellan 4,8-13 % av den mängd som fanns i inkommande vatten. Av de butylfenoler som detekterats i ingående vatten har samtliga ämnen en lägre koncentration i utgående vatten. Det finns vissa ämnen som detekteras i utgående vatten men inte i ingående vatten, fenomenet beror på att detektionsgränsen i många fall är lägre i utgående vatten eftersom vattnet då innehåller mindre "störande" ämnen. De högsta totalkoncentrationerna i ingående vatten finns i Gislaveds och Jönköpings ARV medan ingående vatten till Hultsfred och Landsbro ARV är betydligt lägre. Den totala mängden tertiära butylfenoler som finns i utgående vatten är i samma storleksordning som finns i dagvattnet som rinner från Huskvarna till Vättern.



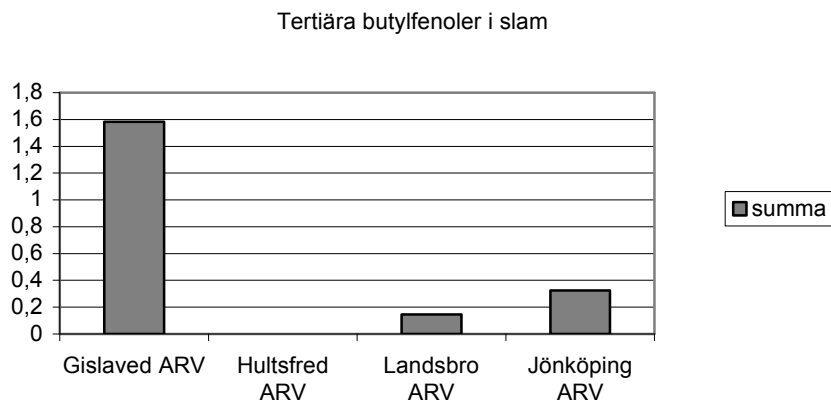
Figur 13. Mängd tertiära butylfenoler och snarlika ämnen i ingående respektive utgående vatten från ARV samt i dagvatten som rinner från Huskvarna till Vättern.

5.7.2 Fördelningen av tertiära butylfenoler i vatten.

Den generella fördelningen av tertiära butylfenoler i in- respektive utgående vatten visar att nästan samtliga ämnen kunde detekteras i antingen flera eller i enstaka prover. De ämnen som låg under detektionsgränsen i samtliga prover är 4-tert-butyl-toulen och 2,6-di-iso-butylfenol. I ingående vatten dominerar 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol och 2,4-di-tert-butylfenol följt av tert-butyl-4-hydroxy-anisole. I utgående vatten dominerar 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol följt av 4-tert-butylfenol och tert-butyl-4-hydroxy-anisole och 4-tert-butyl-fenol. I dagvattenproverna hittades endast tre ämnen, huvudsakligen är det 4-tert-butylfenol och 2,4-di-tert-butylfenol som återfinns men även små mängder 2,6-di-tert-butylfenol detekterades. Fördelningen av de tertiära butylfenolerna finns redovisade i bilaga 1.

5.7.3 Tertiära butylfenoler i slam

Undersökningen omfattade analys av fjorton butylfenolerna varav elva stycken detekterades i proverna. Tre av ämnena, 6-tert-butyl-2,4-xylenol, isoeugenol och 2,6-di-iso-butylfenol detekterades inte i något prov. Högsta halten av den totala mängden butylfenoler uppmättes i slam från Gislaved, 1,58 µg/g TS. Den uppmätta mängden bestod i huvudsak av 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol och 2,4-di-tert-butylfenol följt av 4-tert-butylfenol. I slamprover från Jönköping och Landsbro uppmättes den totala halten av tertiära butylfenoler till 0,324 µg/g TS respektive 0,145 µg/g TS. Båda proverna utgjordes till största del av 2,4-di-tert-butylfenol följt av 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol. I slamprovet från Hulthsfred detekterades endast 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol med en halt på 0,00018 µg/g TS. Fördelningen av de tertiära butylfenolerna för respektive prov finns redovisade i bilaga 1.



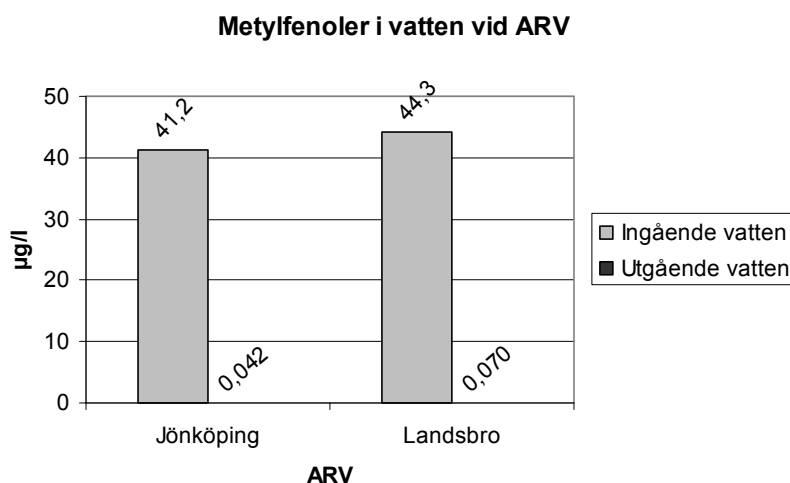
Figur 14. Mängden tertiära butylfenoler i slam från Gislaveds, Hultsfreds, Landsbro och Jönköpings ARV.

5.8 Metylfenoler

Undersökningen omfattar analys av sju metylfenoler. Proverna togs i ingående respektive utgående vatten vid ARV i Jönköping och Landsbro samt i slamprover från de båda anläggningarna. Sedimentprover från Munksjön i Jönköping och från Gröpplebacken i Landsbro analyserades också på metylfenoler.

5.8.1 Metylfenoler i vatten

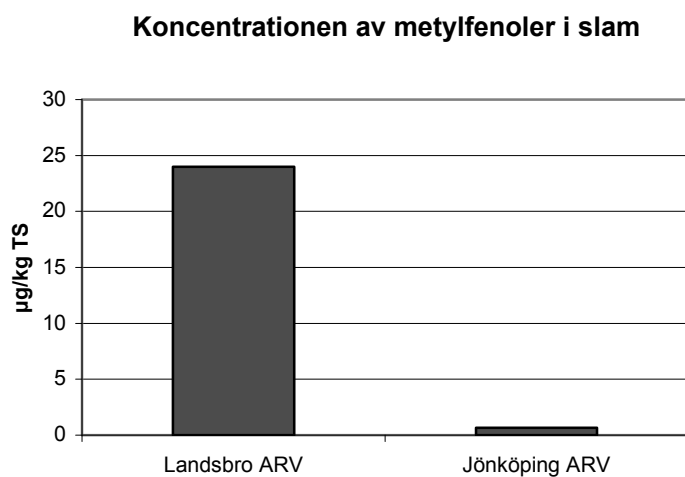
Resultatet från undersökningarna av ingående respektive utgående ARV-vatten i Jönköping och Landsbro åskådliggörs i diagrammet nedan (Figur 15). Den totala halten av metylfenoler som kommer med ingående vatten till ARV ligger runt drygt 40 µg/l i både Jönköping och Landsbro. Den mängd som finns i utgående vatten utgör mellan 0,010-0,016 % av den mängd som finns i ingående vatten. Samtliga sju metylföreningar återfanns i något eller i flera av proverna men det är i huvudsak 4-metylfenol som återfinns i ARV-vattnet (4-metylfenol står för 99,4 % i Landsbroprovet och 97 % i provet från Jönköping).



Figur 15. Koncentrationen metylfenoler i ingående respektive utgående vatten från ARV i Jönköping och Landsbro. I utgående vatten är koncentrationerna så låga att de inte syns i diagrammet.

5.8.2 Metylfenoler i slam

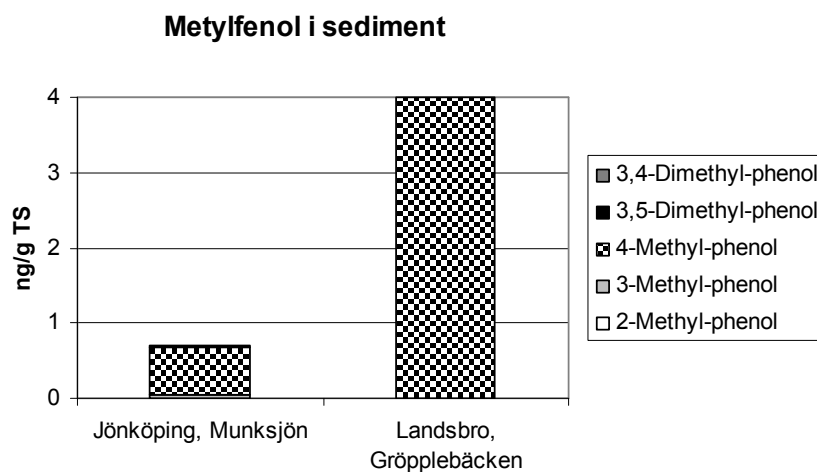
Resultatet av undersökningarna tyder på att slam från Landsbro ARV har mycket högre halter än slam från Jönköpings ARV. I Landsbro uppmättes den totala halten av metylfenoler till drygt 24 µg/kg TS medan halterna i Jönköping endast ligger runt 0,64 µg/kg TS. Av de sju undersökta metylfenolerna kan endast tre av dem detekteras, 2-metylfenol, 3-metylfenol och 4-metylfenol. De två förstnämnda föreningarna uppträder endast i mycket låga halter och det är 4-metylfenol som i stort sett utgör 100 % av den totala mängden metylfenoler (se Figur 16).



Figur 16. Koncentrationen av metylfenoler i slam vid Jönköpings och Landsbro ARV.

5.8.3 Metylfenoler i sediment

Resultatet från undersökningarna i sediment tyder på att halterna av metylfenoler i Gröpplebäcken är långt högre än de i Munksjön. I Gröpplebäcken ligger halterna på nära 4000 ng/g TS och i Munksjön är halterna knappt en femtedel så höga, 696 ng/kg TS. Av de totalt sju metylfenylföreningarna kunde fem detekteras i analysen. De ämnen som inte fanns i detekterbara halter är 2,3-dimetylfenol och 2,4-dimetylfenol. 4-metylfenol är den förening som utgör den största delen av den totala mängden metylfenoler, övriga fyra föreningar fanns endast i mycket små halter.



Figur 17. Koncentrationen av metylfenol i sediment från Munksjön och Gröpplebäcken.

6 Diskussion

6.1 Bekämpningsmedel

Inte något av de 30 ämnen som analyserade låg över detektionsnivån, inte ens glyfosat, MCPA och mecoprop, som har en dominerande ställning bland ogräsmedlen. Resultatet från undersökningen tyder på att användningen av bekämpningsmedel inte är så stor att de ansamlas i slam vid ARV eller läcker från golfbanor till närliggande vatten. Tidigare undersökningar av kommunernas dricksvatten har resulterat i att BAM hittats i halter mellan 0,12-0,4 µg/l i Hok, Svenraum, Hagafors och Anneberg. BAM har även detekterats i halter om 0,12 µg/l i råvatten i Norra Unnaryds vattenverk (Magnusson och Hansson, 2004).

6.2 Bromerade flamskyddsmedel

6.2.1 PBDE i uttrar

Den totala halten av PBDE (BDE-47, -99, -100, -153 och -154) i uttrarna låg inom intervallet 0,021-1,75 mg/kg fett (Figur 1). Den utter som hade högst halt (1,75 mg/kg fett) hittades i centrala Eksjö, uttrarna med en halt mellan 0,13-0,36 mg/kg fett återfanns i mindre samhällen samt vid golfbanor medan övriga uttrar som hittades på lokaler utanför tätbebyggt område hade halter under 0,037 mg/kg TS. Resultatet tyder på att det finns en tendens till att PBDE-halter är något högre i uttrar som lever i tätbebyggda områden än de som lever längre bort från bebyggelsen. Hypotesen är inte statistiskt undersökt och fastställd då underlaget är för litet. För att kunna avgöra om de uppmätta halterna är låga eller höga krävs resultat från andra studier som har gjorts på liknande arter. I ett fall har halten PBDE i delfiner runt Australiens kuster undersökts. Resultatet från undersökningen tyder på att halterna kan ligga upp mot 0,23 mg/kg fett, vilket är ungefär samma halt som uppmättes i fem av de åtta uttrarna (Ruchel, 2001). Det är dock oklart hur höga koncentrationer av bromerade flamskyddsmedel måste vara för att ge effekter på uttrar. Hos den utter som innehöll högst halter PBDE kan inte leverproblem och nedsatt immunförsvar uteslutas, teorin kan dock inte stärkas med obduktionsprotokoll då uttern var trafikdödad och därmed inte obducerad. Obduktion gjordes på två uttrar (från Tranåstrakten), oklarheter om miljögifternas påverkan på djuren kvarstår dock. Resultatet från uttrarna tyder i likhet med andra undersökningar på att lågbromerade difenyletrar finns allmänt spridda i levande organismer. I uttrarna förekommer BDE-47 i högre halter än BDE-99 vilket även varit fallet i de flesta undersökningar som gjorts på fisk. BDE-209 kunde inte detekteras i något av proverna.

6.2.2 PBDE i slam

Den totala PBDE-halten som fanns i slamproverna låg i intervallet 121-152 ng/g TS, varav de högsta halterna uppmättes i prover som togs 2002. Eftersom analysmetoden 2002 inte var densamma som metoden 1999 finns vissa svårigheter i att jämföra resultaten, tendensen är dock den att totalmängden bromerade flamskyddsmedel inte minskat under åren utan tvärtom ser ut att öka. Analyserna tyder på att användningen av dekaBDE ökat kraftigt, vilket stämmer med rekommendationen att välja högbrömerade flamskyddsmedel framför de lågbromerade kongenerna. Vid en jämförelse med en tidigare genomförd studie som omfattande 50 reningsverk i Sverige hamnar samtliga prov i föreliggande studie i närheten av dess medelvärde på 150 ng PBDE/g TS (medelvärdet inkluderar inte BDE-85 och -138) (Nylund, 2002). Att halterna ligger på samma nivå i samtliga slamprover tyder på ett diffust läckage från produkter och varor till reningsverken. Till följd av innehållet i slam finns det en risk för spridning av bromerade flamskyddsmedel om slammet används som jordförbättringsmedel.

6.2.3 PBDE i sediment

I de fyra sediment som analyserades på respektive åtta BDE-kongener återfanns BDE- 99 i sedimentprov från Munksjön och BDE-99 och -47 i sedimentprov från lakvattensdamm i Värnamo. Att BDE-99 återfinns i högre halter än BDE-47 i sediment stämmer överens med tidigare studier (Sternbeck, 2004).

Halterna som uppmättes i de båda proverna får anses som låga, det går dock inte att utesluta att det finns lokala problem eftersom sedimentproverna från lakvattensdammen tyder på ett visst läckage från deponier. Trots de låga halterna i Munksjön måste hänsyn tas till att synergieffekter kan uppstå eftersom lokalen är kontaminerad av diverse föroreningar. Synergieffekt innebär att den totala effekten blir allvarligare än summan av de enskilda ämnenas effekt, dvs att "två plus två blir fem".

6.2.4 TBBP A, HBCD och 2,4,6-tribromfenol i slam

HBCD kunde inte detekteras i något av slamproverna, vilket är anmärkningsvärt eftersom HBCD används som ett additivt flamskyddsmedel vilket gör att risken för läckage till miljön är stor. De låga halterna i slam från reningsverk indikerar dock att hushållen inte tycks utgöra någon betydande källa till spridning av HBCD. Liknande resultat framkom i en studie av reningsverk i Stockholm (Sternbeck, 2001). Till skillnad från HBCD används den största delen TBBP A som reaktivt flamskyddsämne vilket borde försvåra läckage till miljön. Dock visar resultatet från vår studie att TBBP A finns i alla fyra slamprover i halter mellan 2,8-8,5 ng/g TS. Halterna bedöms ligga på samma nivå som uppmätts i tidigare studier. I den studie där 50 svenska reningsverk undersöktes visade sig medelvärdet för TBBP A vara 40 ng TBBP A/g TS. De flesta provpunkter låg på en halt omkring 5-20 ng/g TS, att medelvärdet var så högt berodde på några få extremvärden i materialet, orsaken till de mycket höga halterna är oklara (Nylund, 2002). Förekomsten av TBBP A i slam beror troligtvis på diffust läckage, men även andra faktorer kan ha betydelse. Förekomsten innebär en viss risk för spridning om slammet används som jordförbättringsmedel. 2,4,6-tribromfenol hittades bara i små mängder och endast i prover som togs under 1999, dvs. i Jönköping och Huskvarna ARV. Ämnet utgör nedbrytningsprodukter av både naturliga och syntetiska ämnen vilket gör det svårt att avgöra om förekomsten beror på antropogena utsläpp.

6.3 Ftalater

6.3.1 Ftalater i vatten

Ftalater som finns i inkommande vatten "tvättas" effektivt bort vid reningen i verken, föreliggande studie visar att ftalattmängden i utgående vatten reducerats med mellan 51,5-88,9 %. Den dominerande ftalaten i både inkommande och utgående vatten är DEHP, vilket speglar användningen bra eftersom DEHP är den ftalat som dominerar den svenska marknaden. Av den kortkedjiga DBP'n hittades endast låga halter i Landsbro, detta tyder på att marknadsanvändningen har reducerats efter att ftalaten klassificerats som miljöfarlig. Den totala ftalathalten i vattenprover från Landsbro, Jönköping och Hultsfred visade sig låga jämfört med en tidigare undersökning i Finland. I Finland låg DEHP-halterna på mellan 28-122 µg/l och i den aktuella studien låg halterna i proverna mellan 1,5-62, bortsett från Gislaved vars halt var 4606 µg/l och 1101 µg/l, i inkommande respektive utgående vatten. De höga ftalathalterna i Gislaveds vattenprover kan bero på att en mängd plast- och gummiindustrier släpper sina avloppsvatten till det kommunala avlopps- och reningsverket. Om halterna av DEHP, som utgjorde 99,9 % av den totala halten i in- respektive utgående vatten i Gislaved, verkligen är så höga som analysen visar finns risk för att vattenlevande djur i området har eller kommer att få reproduktionsproblem.

6.3.2 Ftalater i slam

Från inkommande vatten avlägsnas DEHP främst genom sorption till slammet. Att just DEHP sorberas till slam syns tydligt i föreliggande studie eftersom det är den enda ftalat som ligger över detektions-

gränsen på 0,8 mg/kg TS. Halterna ligger mellan 1,1-5,6 mg/kg TS, med ett medelvärde på 3,0 mg/kg TS. Medelvärdet för föreliggande studie är strax under det medelvärde som framkom vid en studie av 19 ARV i Västra Götalands län. DEHP-halterna låg i den studien mellan 0,8-35 mg/kg TS, med en medelhalt på 6,6 mg/kg TS (Hansson, 2002).

Undersökningen i Jönköpings län visar ingen direkt koppling mellan ftalathalten i slam och koncentrationen av ftalater som kommer med ingående vatten. I stort sett visar undersökningen på det omvända, det ARV som har högst halter ftalater i ingående vatten uppvisar den lägsta ftalathalten i slamprovet och vice versa. Enligt direktiven för kontroll av spillvattenslam för jordbruksändamål är gränsvärdet för ftalater 50 mg/kg TS (www.steins). Halterna i föreliggande studie ligger långt under gränsvärdet men det går trots allt inte utesluta att det finns en risk för spridning av ftalater om slammet används som jordförbättringsmedel.

6.3.3 Ftalater i sediment

Generellt sett ser sjösediment runtom i länet ut att innehålla ftalathalter från noll upp till nära 9 mg/kg TS, med högst halter i Vässledasjön. När det gäller ftalathalt i olika sedimentdjup skiljer sig halterna inte märkbart, detta tyder på att tillförseln av ftalater varit konstant under många år. Sedimentproverna som i Vässledasjön tagits vid olika tidpunkter visar dock att det sker en förändring i användningen av olika ftalater, allt eftersom ny kunskap och nya regler tillkommer. Ett exempel är BPA som numer klassats som giftig och miljöfarlig för vattenorganismer och som omfattas av ett temporärt användarförbud i vissa varor, är den ftalat som förekommer i högst halter 1996. Prover från 2002 visar endast mycket små mängder BPA. DEHP, som är ett prioriterat ämne inom Vattendirektivet tyder också på en minskad användning då halterna minskat betydligt från 1998 till 2002.

6.4 Bisfenol A (BPA)

6.4.1 BPA i vatten

Generellt sett ser BPA ut att förekomma i låga halter i både vatten och slam. I inkommande vatten ligger halterna mellan 0,35 och 2,4 µg/l. Halterna i prover från Gislaved och Hultsfred är låga jämfört med medelvärdet på 2,7 µg/l som framkom i den nationella screeningen 2003. Två av de tre prover som togs vid Jönköpings ARV uppvisar liksom Gislaved och Hultsfreds prover låga halter, det tredje provet låg dock i nivå med det nationella medelvärdet. Undersökningen tyder på att det inte finns någon stor punktkälla i kommunerna och att BPA bryts ned på naturlig väg innan det når reningsverken.

I Gislaved och Hultsfred analyserades BPA i utgående vatten men eftersom inga andra län valde att analysera BPA i denna matris är jämförelseunderlaget litet. Tendensen är dock liksom i studien av Fürhacker et al, 1999, att stora mängder BPA avlägsnas under behandlingsprocesserna i reningsverken. Resultatet tyder på att reduktionen av BPA ligger på mellan 34-76 %.

6.4.2 BPA i slam

BPA-halten i slam från Gislaveds ARV på 0,35 mg/kg TS ligger under medelvärdet (0,5 mg/kg TS) som beräknades för BPA i slam vid den nationella screeningen 2003. Förekomsten av BPA i slam från Gislaved stämmer överens med den reduktion som sker mellan inkommande och utgående ARV-vatten. I slamprov från Hultsfreds ARV låg BPA under detektionsgränsen, vilket stämmer överens med data från inkommande och utgående vatten som visar att inga större mängder BPA försvinner vid reningsprocesserna. Det finns en liten risk att BPA sprids om slammet används som jordförbättringsmedel.

6.4.3 BPA i sediment

I sedimentprover från Hulingen i Hultsfred och Nissan i Gislaved var halterna av BPA under detektionsgränsen vilket tyder på att utsläppen är så små att de bryts ned i tidigare stadium.

6.4.4 BPA i fisk

Medelhalten av BPA i fisk från Munksjön ligger på 15 µg/g fett vilket är väldigt högt jämfört med medelhalten som framkom i den nationella screeningen, 3,4 µg/g fett. Källan till den höga halten BPA i fisk i Munksjön är oklar men enligt föreliggande undersökning tycks reningsverkens utsläpp av BPA inte vara den huvudakliga förklaringen tillförseln av BPA till sjön. Det finns en misstanke om att utsläpp från Munksjön papper kan vara en bidragande orsak.

6.4.5 Butylfenoler i vatten

Många av de tertiära butylfenolerna används som antioxidanter i vanliga produkter och kan beroende på tillförseln från hushåll förväntas dyka upp i vatten och slam i reningsverken. Trots detta är halterna av de tertiära butylfenolerna i ARV-vatten låga. Medelvärde för den totala mängden tertiära butylfenoler i ingående vatten är 1,69 µg/l och i utgående vatten 0,13 µg/l. Halterna av tertiära butylfenoler ligger på samma nivå som de prover som togs på ARV som ingick i den nationella screeningen 2003 (Remberger, 2003). I både ingående och utgående vatten dominerar mängden 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol (BHT) och 2,4-di-tert-butylfenol vilket speglar samhällets användning av ämnena. Resultatet tyder på att reningsverken effektivt avlägsnar de tertiära butylfenolerna ur det inkommande vattnet. Reduktionen av tertiära butylfenoler ligger mellan 87-95 %. Halten tertiära butylfenoler i dagvattnet till Vättern visar sig vara ungefär densamma som halten i utgående vatten från ARV. Eftersom ämnena inte är klassificerade för hälsa och miljö är det svårt att spekulera om eventuella effekter av de halter som finns i utgående vatten och dagvattnet. De två ämnen som förekommer i högst halter, 2,6-di-tert-butylfenol och 4-tert-butylfenol, har toxisk respektive bioackumulerande egenskaper och det kan inte uteslutas att utsläppen medför konsekvenser för vattenlevande djur.

6.4.6 Butylfenoler i slam

Liksom resultatet från den nationella screening utgör 2,4-di-tert-butylfenol tillsammans med 2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol (BHT) den förening som förekommer i högst halter i slamprover inom Jönköpings län. I föreliggande studie är det slamprover från Gislaveds ARV som uppvisar den högsta halten av tertiära butylfenoler men halterna ter sig även vara bland de högsta vid en jämförelse med de halter som framkom i den nationella screeningen. Troligtvis beror den höga halten på att Gislaveds ARV tar emot avloppsvatten från plastindustrier som använder tertiära butylfenoler som antioxidanter i sin tillverkning. Slamproverna från Landsbro och Jönköping visar liksom de flesta proverna i den nationella screeningen på låga halter tertiära butylfenoler. Sammansättning av de tertiära butylfenoler som återfinns i slam stämmer väl överens med innehållet i ingående vatten till ARV. Slammets innehåll av tertiära butylfenoler innebär en spridningsrisk i de fall slammet används som jordförbättringsmedel.

6.4.7 2,2-6,6-tetra-butyl-4,4-metendifenol (Tetrabutylidifenol)

Tetrabutylidifenol låg under detektionsgränsen i slamprovet från Hultsfreds ARV och sedimentprov från Hulingen. Slamprovet från Gislaveds ARV var enda provet som låg över detektionsgränsen. Resultatet tyder på att ämnet inte har någon omfattande spridning i länet. Slamprovet i Gislaved uppmättes en halt på 0,034 mg/kg TS, vilket ligger i nivå med medelvärdet från den nationella screeningen 2003, 0,04 mg/kg TS (Arnér, 2003). Generellt sett ser Tetrabutylfenol ut att förekomma i låga halter men eftersom jämförelseunderlaget är så knapphändigt är det svårt att avgöra om de uppmätta halterna verkligen är låga eller höga.

6.5 Metylfenoler

6.5.1 Metylfenoler i vatten

Alla vattenprover som analyserades på metylfenoler dominerades av 4-metylfenol. Att just 4-metylfenol är den isomer som uppträder i höga halter, både absolut och relativt, kan bero på att det är en nedbrytningsprodukt av en vanlig aminosyra, tyrosin. Tyrosin bryts ned i tarmarna, och avlägsnas via urin vilket via avloppsvatten så småningom når reningsverken (EU, 1999). Därmed kan de höga halterna 4-metylfenol ha en naturlig förklaring. Proverna på utgående vatten tyder på att det sker en kraftig reduktion av ämnet i reningsverken, reduceringen är nästan total då endast 0,01-0,016 % av metylfenolerna finns kvar i utgående vatten.

6.5.2 Metylfenoler i slam och sediment

De högsta halterna av metylfenol i slam uppmättes i Landsbro ARV, som också visade sig ha den högsta halten i sediment. Metylfenolhalten i slam uppgick till 24 µg/kg TS och i sediment var halten 4 µg/kg TS. Att halten är högre i sediment tyder på att den huvudsakliga källan inte är utsläpp via ARV. Både slam- och sedimenthalterna som uppmättes i Landsbro hamnar vid en jämförelse med de halter som uppmättes i den nationella screeningen bland de högsta. De halter som uppmättes i Jönköping hamnar däremot bland de lokaler som har något lägre halter metylfenol.

7 Slutsatser

Det är generellt svårt att dra slutsatser av föreliggande studie då provpunkterna ofta är få och proverna endast tagits vid ett tillfälle. Det finns dock vissa allmänna slutsatser som kan konstateras utifrån resultatet av screeningundersökningen.

7.1 Kompletterande undersökningar

- Ø Ytterligare undersökningar av bromerade flamskyddsmedel i slam från ARV kan behövas eftersom de prover som tagits hittills visar på en uppåtgående trend.
- Ø En kompletterande undersökning av ftalter i Gislaved bör genomföras inom kort för att kunna fastställa om de höga halterna i ingående- respektive utgående vatten beror på kontaminering.
- Ø Övriga ämnen och lokaler anses inte behöva undersökas vidare i ett utökat övervakningsprogram.

7.2 Värsta matrisen

När slammet lämnar reningsverket innehåller det en mängd olika ämnen i olika koncentrationer, om slammet används som jordförbättringsmedel finns en risk för att dessa ämnen sprids till miljön. Hur dessa ämnen i tas upp av grödor är dåligt studerat och hur synergieffekten ser ut mellan alla dessa olika kemiska ämnen är än mindre klarlagt.

7.3 Värsta ämnena

Av de ämnen som studerats medför bromerade flamskyddsmedel, ftalater och BPA de största riskerna för negativa effekter i miljön. Att just dessa ämnen bedöms som värst kan bero på att övriga ämnen ännu inte är så noga studerade och inte heller har riskbedömts för hälsa och miljö. Prioriteringen av ämnenas inneboende farlighet kan därmed mycket väl förändras i framtiden i takt med att forskningen når nya resultat.

7.4 Reningsverkens reningsgrad

Reningsverkens reningsgrad med avseende på ftalater, BPA, Tertiära butylfenoler och metylfenoler (som var de ämnen som analyserades i ARV-vatten) skiljer sig åt mellan de olika ämnena. Effektivast visade sig reningen av metylfenoler vara (nästan 100 %), följt av tertiära butylfenoler (87-95 %), ftalater (51-89 %) och sist BPA (34-76 %). Det ämne som följer med utgående vatten i störst koncentration är ftalater, vilket beror på att mängden ftalater i inkommande vatten är så mycket högre än övriga ämnen.

Tack till

Länsstyrelsen i Jönköping vill rikta ett tack till Eksjö, Tranås Vetlanda och Värnamo kommun samt till Naturhistoriska Riksmuseet och vägverket som bidrog med finansiering till analyserna av bromerade flamskyddsmedel..

Referenser

- Ø Arnér M., Forsberg J., Taaler M. och Forsgren A (2003). Screeninguppdrag inom nationell miljöövervakning. Screening av Bisfenol A, 2,2-6,6-tetra-butyl-4,4-metendifenol och Bis(4-klorfenyl)sulfon. WSP Environmental, 10033045.
- Ø Bernes C. (1998). Organiska Miljögifter, ett svenskt perspektiv på ett internationellt problem. Monitor 16, Naturvårdsverket.
- Ø
- Ø EU (1999) Draft Risk assessment of diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromdiphenyl) ether, of dephenyl ether, octabromo derivative, of bis (pentabromophenyl)ether (decabromodiphenyl ether).
- Ø European commission, Scientific committee on Food, PM 3936, 2002. Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A. Brussel.
- Ø Fürhacker M., Scharf S., Weber H. (1999). Bisphenol A: emissions from point sources. Chemospher.
- Ø Greyerz E. (2003). Analysrapport från RSL, nr 1, 2003: Koncentrationer av klor- och bromföreningar i uttrar från Småland år 2002. Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm.
- Ø Hansson S (2002). Miljögifter i avloppsslam. Länsstyrelsen i Västra Götaland, rapport 2002:39.
- Ø Håkansson H., Jansson B. (2001). Förslag till screening-studie för ftalater under 2002-2003. Karolinska institutet och ITM, Stockholm.
- Ø KemI Faktablad, december 2000. Flamskyddsmedel – ett brännande problem,.
- Ø Kemikalieinspektionen nr 2/04
- Ø Kemikalieinspektionen, nr 1/03, 2003.
- Ø Kvist S. (2000). Försålda kvantiteter av bekämpningsmedel 1999, KEMI.
Magnusson, J. och Hansson, A. (2004). Bekämpningsmedel i Jönköpings län. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2004:7.
- Ø Marttinen S. (2002). Reducing phthalate load to environment with municipal wastewater treatment plant. University of Jyväskylä, department of biological and environmental science.
- Ø Miljöstyrelsen i Danmark (2003). Handlingsplan för bromerade flammehämmare.
- Ø Norge, Fjeld E., Schlabach M., Berge J.A., Eggen T., Snilsberg P., Källberg G., Togenrud S., Enge E.K., Borgen A. och Gundersen, H (2004). Screening of selected new organic contaminants- brominated flame retardants, chlorinated paraffins, bisphenol-A and triclosan. NIVA (norsk institute for vannforskning).
- Ø Nylund K., Haglund M., Berggren D., Kierkegaard A., Allan A., Asplund L. och Witt C. (2002). Bromerad Flamskyddsmedel i Avloppsslam- Analyser från 50 reningsverk i Sverige. ITM rapport 5188, Stockholms Universitet.
- Ø Palm A. (2001). The Environmental Fate of Polybrominated Diphenyl Ethers in the Centre of Stockholm- Assessment Using a Multimedia Fugacity Model. IVL report B1400, Stockholm.
- Ø Remberger M., Kaj L., Palm A., Sternbeck J., Kvernes E. och Brorström-Lundén E. (2003) Screening tertiary butylphenols, methylphenols and long-chain alkylphenols in Swedish environment. IVL-rapport B1594.
- Ø Remberger M., Sternbeck J. och Strömberg K. (2002). Screening av triclosan och vissa bromerade fenoliska ämnen i Sverige. IVL rapport B1477-2, Stockholm.
- Ø Ruchel M (2001). Toxic Dolphins- A Greenpeace Investigation of Persistent Organic Pollutants (POP's) in South Australian Bottlenose Dolphins. Sydney.

- Ø Sellström U., Lindberg P., Häggberg L. och Wit C. (2001). Bromerade flamskyddsmedel (PBDE) funna i ägg av pilgrimsfalkar häckande i Sverige. Svenska Naturskyddsföreningen i samarbete med TCO-Utveckling AB, Stockholm.
- Ø Sternbeck J., Kaj L., Ramberger M. m.fl. (2004). Organiska Miljögifter i Fisk från Svenska Bakgrundslokaler. IVL rapport 1576, Stockholm.
- Ø Sternbeck J., Remberger M., Kaj L., Strömberg K., Palm A. och Brorström-Lundén E. (2001). HBCD I Sverige- Screening av ett Bromerat Flamskyddsmedel. IVL rapport B1434, Stockholm.
- Ø Summery Risk Assessment Report 4,4-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A) (2003). Final report United Kingdom.
- Ø Witt C. (2000). Brominated Flame Retardents, Naturvårdsverket rapport 5065, Stockholm.
- Ø Öberg T., Darnerud P-O. och Hajslova J. (2003). Miljögifter I fisk 2001/2002, Vätern- Vättern. Naturvårdsverket, nationell miljöövervakning.

Internetsidor

- Ø Bisphenol A Global Industry Group, Bisphenol A: Information Sheet, <http://www.bisphenol-a.org> 2004-10-26.
- Ø www.europa.eu.int/comm/environment/docum/bkh_annex_14.pdf
- Ø <http://jas.fass.org/cgi/content/full/81/7/1754> 2004-10-29
- Ø KemI a) http://www.kemi.se/templates/Page_1650.aspx
- Ø Kemi b) <http://www.kemi.se/kemamne/ftalater.htm> 2004-11-01
- Ø KemI c) www.kemi.se/templates/Page_1739.aspx
- Ø KemI d) www.kemi.se/templates/PRIOPage_1076.aspx
- Ø www.ourstolenfuture.org/NewScience/oncompounds/phtalates/phtalates.htm
- Ø www.slv.se/default.asp?FrameLocation=/templatesSLV/SLV_Page_5620.asp 2004-11-01
- Ø www.snf.se/snf/seminarier/hostkonf2001dok2.htm
- Ø www.steins.se/83FBF6A4-5F61-4DA2-A2C9-D4C9382405EF

Bilaga 1. Rådata från screening 2002-2003

Bekämpningsmedel i sediment

Ämne	Mosstorpagölen	Fjärsjö	Svartån	Munksjön	Hindsen
	Eksjö golfbana	Opåverkad	Tranås golfbana/ Tranås ARV	Golfbana / Jönkings ARV	Värnamo golfbana
Glyfosat	< 0,11	< 0,11	< 0,05	< 0,05	< 0,05
AMPA	< 0,11	< 0,11	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Atrazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
BAM (2,6-diklorbensamid)	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Bentazon	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
BitertanolCyanazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Desetylatrazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Desisopropylatrazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
2,4-diklorfenoxisyra	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Diklorprop	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Dimetoat	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Diuron	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Etomufesat	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Fenoxaprop	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Hexazinon	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Iprodion	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Isoproturon	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kloridazon	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Klorsulfuron	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Kvinmerak	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
MCPA	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mecoprop	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metamitron	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metazaklor	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metribuzin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Metsulfuronmetyl	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Simazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Terbutylazin	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Thifensulfuronmetyl	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
2,4,5-triklorfenoxisyra	< 0,06	< 0,06	< 0,05	< 0,05	< 0,05
TS	8,43	16,1	30,7	16,6	20,6

*Proverna tagna i november 2002 på 0-2 cm djup

Bromerade flamskyddsmedel i sediment

Ämne	Fjärasjö	Gysjön	Svansjön	Vidöstern	Svartån	Munksjön	Värnamo
(ng/g TS)	Opåverkad	Deponi	Deponi	ARV	ARV	ARV	lakdamm
2,2',4,4'-TeBDE, # 47	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	2,7
2,2',4,4', 5-PnBDE, # 100	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2,2',4,4', 6-PnBDE, # 99	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	1,6	4,3
2,2',3,4'-PnBDE, # 85	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2,2',4,4',5,5'-HxBDE, # 153	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2,2',4,4',5,6'-HxBDE, # 154	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
2,2',4,4',5,6'-HxBDE, # 138	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
DekaBDE, #209	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
Summa PBDE	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 9	< 14
Hexabromcyklododekan (HBCD)	< 1	< 1	< 1	< 10	< 10	< 10	< 10
2,4,6-tribromfenol	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Tetrabrombisfenol A (TBBP A)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 2	< 1
Summa	< 12	< 12	< 12	< 21	< 21	< 22,6	< 24

*Proverna tagna i november 2002 på 0-2 cm djup

Bromerade flamskyddsmedel i slam

Vmo ARV	JKPG ARV 2002	JKPG 1999*	Hkvrna 1999*
36	36	38,5	32,5
7,6	7,9	9	7,5
44	49	55	39
< 2	1,6	0,51	1,7
2,6	3,2	7	3,9
3	4,7	4,2	3,1
<1	< 1	< 1,5	< 1,5
110	150	24	33,5
< 206,2	< 253,4	< 140,7	< 122,7
< 10	< 10	Ej analyserad	Ej analyserad
< 1	< 1	2,3	1,95
8,5	7,3	8,5	2,8
< 225,7	< 271,7	0	0

* Proverna tagna oktober 1999 respektive december 2002.

Ftalater i vatten

Ämne (mg/kg TS)	Gislaveds ARV (Ink. vatten)	Gislaveds ARV (Utg. vatten)	Hultsfreds ARV (Ink. vatten)	Hultsfreds ARV (Utg. vatten)	Jönköping ARV (Ink. vatten)	Jönköping ARV (Utg. vatten)	Landsbro ARV (Ink. vatten)	Landsbro ARV (Utg. vatten)
Bisfenol A	0,46	0,11	0,35	0,23				
Tetrabutylmeten difenol	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10				
dimetylftalat	< 3	< 0,60	2	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60
dietylftalat	< 3	1,3	6,4	< 0,60	7,4	< 0,60	< 1,2	< 0,60
di-n-propylftalat	< 3	< 0,60	0,72	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60
di-n-butylftalat	< 3	< 0,60	2,6	< 0,60	< 0,60	< 0,60	3,5	1,2
di-isobutylftalat	< 3	< 0,60	6,7	< 0,60	< 0,60	0,73	< 1,2	< 0,60
di-pentylftalat	< 3	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60
di-n-oktylftalat	6,4	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60
di-(2-etylhexyl)ftalat	4600	1100	43	< 1,5	53	2,2	11	< 1,5
butylbensylftalat	< 3	< 0,60	0,93	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60
di-cyklohexylftalat	< 3	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 1,2	< 0,60

Ftalater i slam

Ämne (mg/kg TS)	Hultsfred	Gislaved	Landsbro	Jönköping
TS-halt (%)	19,5/18	29,7/18	3,2	/19
Bisfenol A	< 0,050	0,35		
Tetrabutylmetendifenol	<0,010	0,034		
dimetylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
dietylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-n-propylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-n-butylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-isobutylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-pentylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-n-oktylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-(2-etylhexyl)ftalat	1,1	2,2	5,1	3,6
butylbensylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-cyklohexylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80

*Detektionsgränsen för ftalaterna ligger på 0,80 mg/kg TS

Falter i sediment

Ämne (mg/kg TS)	Hultsfred-Hullingen	Gislaved-Nissan	Landsbro-Gröpplebacken	Jönköping-Munksjö
TS-halt (%)	27,4 / 28	40,8/54	12	/ 4,1
Bisfenol A	< 0,050	< 0,050		
Tetrabutylmetendifenol	<0,010	<0,010		
dimetylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
dietylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-n-propylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	1
di-n-butylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-isobutylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-pentylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-n-oktylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-(2-etylhexyl)ftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	5,1
butylbensylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80
di-cyklohexylftalat	< 0,80	< 0,80	< 0,80	< 0,80

BPA i vatten

Ämne (µg/l)	Gisl ARV in	Gisl ARV ut	Hultsfred ARV in	Hultsfred ARV ut	Simsholm in	Häggeberg råvatten
Bisfenol A	0,46	0,11	0,35	0,23	0,51; 0,52; 2,4*	0,1

*Det togs tre prover i Simsholmen

BPA i slam och sediment

Ämne	Hultsfred sed	Gislaved sed	Hultsfred slam	Gislaved slam	Simsholmen
Bisfenol A (mg/kg TS)	<0,05	0,35	<0,05	<0,05	<0,05

Tertiära butylfenoler i vatten

Ämne (µg/l)	Gislaved in	Gislaved ut	Jkpg in	Jkpg ut	Hultsfred in	Hultsfred ut	Landsbro in	Landsbro ut
2-tert-Butyl-phenol	0,018	0,0046		0,00075	0,014	0,00093	0,011	0,0045
4-tert-Butyl-phenol	0,04	0,048	0,071	0,013	0,037	0,012	0,1	0,033
2,6-Diiso-propyl-phenol	0,022	0,0063	0,13	0,00036	0,016	0,0006	0,037	0,01
6-tert-Butyl-2,4-xylenol	0			0,0011		0,0016	0,012	
tert-Butyl-4-hydroxy-anisole	0,03	0,03	0,12	0,00057	0,06		0,14	0,0029
2,4-Di-tert-butyl-phenol	0,035	0,023	2,16	0,0074	0,057	0,013	0,45	0,065
Iso-eugenol				0,0001			0,019	
tert-Butyl-hydro-quinone	0,027	0,014	0,031	0,0011			0,04	0,0075
2,6-Di-tert-butyl-4-methyl-phenol	2,71	0,094	0,12	0,1	0,15		0,1	
4-tert-Butyl-toluen								
2,6-Di-tert-butyl-phenol	0,019	0,0026	0,004	0,00045		0,00089	0,0014	
2,6-Di-iso-butyl-phenol				0,0015				
2,6-Di-tert-butyl-4-ethylphenol		0,0019			0,00097		0,001	
2,4,6-Tri-tert-butylphenol	0,012	0,0016	0,00044	0,000051	0,00047	0,0013	0,00036	

Metylfenoler i vatten,

Lokal	2-Methyl-phenol	3-Methyl-phenol	4-Methyl-phenol	2,4-Di-methyl-phenol	3,5-Di-methyl-phenol	2,3-Di-methyl-phenol	3,4-Di-methyl-phenol
Jkpg in	0,13	0,17	40	0,2	-	0,65	0,029
Jkpg ut	0,016	0,0033	0,023	>0,003	<0,002	<0,002	<0,003
Landsbro in	0,12	0,023	44	0,11	<0,06	<0,09	0,01
Landsbro ut	0,02	0,0046	0,028	0,011	0,0015	0,0032	0,002

Halterna anges i µg/l.

Metylfenoler i slam

Lokal	2-Methyl-phenol	3-Methyl-phenol	4-Methyl-phenol	2,4-Di-methyl-phenol	3,5-Dimethyl-phenol	2,3-Dimethyl-phenol	3,4-Dimethyl-phenol
Landsbro ARV	0,0077	0,007	24	<0,03	<0,01	<0,02	<0,01
Jönköping ARV	0,004	0,004	0,65	<0,01	<0,01	<0,02	<0,005

Halterna anges i mg/kgTS.

Metylfenoler i sediment

Lokal	2-Methyl-phenol	3-Methyl-phenol	4-Methyl-phenol	2,4-Dimethyl-phenol	3,5-Dimethyl-phenol	2,3-Dimethyl-phenol	3,4-Dimethyl-phenol
Jönköping, Munksjön	<6	<2	643	<23	9.9	<22	<6
Landsbro, Gröpplebäcken	3.0	5.5	3986	<10	<2	<5	5.2

Halterna anges i ng/g TS.

Tertiära butylfenoler i dagvatten

Ämne	Vättern dag	Vättern dag	Vättern dag
2-tert-Butyl-phenol			
4-tert-Butyl-phenol	0,048	0,047	0,062
2,6-Diiso-propyl-phenol			
6-tert-Butyl-2,4-xilenol			0,0041
tert-Butyl-4-hydroxy-anisole			
2,4-Di-tert-butyl-phenol	0,058	0,065	0,099
Iso-eugenol			
tert-Butyl-hydro-quinone			
2,6-Di-tert-butyl-4-methyl-phenol			
4-tert-Butyl-toluen			
2,6-Di-tert-butyl-phenol	0,00098	0,0019	0,0023
2,6-Di-iso-butyl-phenol			
2,6-Di-tert-butyl-4-ethylphenol			
2,4,6-Tri-tert-butylphenol	0,00009		0,000047

Halterna anges i (µg/l)

Bilaga 1. Rådata

Tertiära butylfenoler i slam

Lokal	2-tert-Butyl-phenol	4-tert-Butyl-phenol	2,6-Diisopropyl-phenol	6-tert-Butyl-2,4-xilenol	tert-Butyl-4-hydroxy-anisole	2,4-Di-tert-butyl-phenol	Iso-eugenol	tert-Butyl-4-hydro-quinone	4-tert-Butyl-toluen	2,6-Di-tert-butyl-phenol	2,6-Di-iso-butyl-phenol	2,6-Di-tert-butyl-4-methyl-phenol	2,6-Di-tert-butyl-4-ethylphenol	2,4,6-Tri-tert-butyl-phenol
Gislaved ARV	0,016	0,076	0,01	0	0,028	0,45	0	0	0,005	0,027	0	0,96	0,002	0,008
Hultsfred ARV	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00018	0	0	0
Landsbro ARV	0,002	0,008	0	0	0	0,093	0	0,021	0	0	0,021	0	0,00029	0
Jönköping ARV	0,003	0,012	0,03	0	0	0,15	0	0	0,001	0,067	0	0,06	0	0,001

Halterna anges i µg/g TS

Tertiära butylfenoler i sediment

Lokal	2-t-Butyl-phenol	4-t-Butyl-phenol	2,6-Diisopropyl-phenol	6-t-Butyl-2,4-xilenol	t-Butyl-4-hydroxy-anisole	2,4-Di-t-butyl-phenol	Iso-eugenol	t-Butyl-4-hydro-quinone	4-t-Butyl-toluen	2,6-Di-t-butyl-phenol	2,6-Di-iso-butyl-phenol	2,6-Di-t-butyl-4-methyl-phenol	2,6-Di-t-butyl-4-ethyl-phenol	2,4,6-Tri-t-butyl-phenol
Jönköping, Munksjön	<2	6.8	2.4	<7	<3	16	6.0	6.2	<1	<0.7	<16	<9	<0.7	0.06
Gislaved	<0.1	<0.1	<0.1	<0.4	<0.2	<0.5	<0.3	<0.3	<0.2	<0.1	<2	0.84	<0.1	0.11
Landsbro, Gröpplebäcken	1.5	4.3	2.7	<2	4.1		1.4	<2	<0.7	0.34	<9	<47	<0.5	0.16
Hultsfred, Hulingen	2.9	8.9	5.7	10	<6	56	<12	<0.6	<1	9.0	<16	<9	<0.8	<0.2

*Proverna är tagna på 0-2 cm djup, halterna anges i ng/g TS.