

Screeninguppdrag inom nationell miljöövervakning

Screening av:

Bisfenol A

2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol

Bis(4-klorfenyl)sulfon

På uppdrag av Naturvårdsverket

Britta Hedlund

Jonas Rodhe

WSP Environmental

Marie Arnér

Jenny Forsberg

Maja Taaler

Anna Forsgren

Structor Miljöbyrå

Mikael Eriksson

WSP Environmental

121 88 Stockholm-Globen

Besök: Arenavägen 7

Tel: 08-688 60 00

Fax: 08-688 69 22

WSP Sverige AB

Org nr: 556057-4880

Styrelsens säte: Stockholm

www.wspgroup.se

Sammanfattning

På uppdrag av Naturvårdsverket har förekomsten av bisfenol A (BPA), bis(4-klorfenyl)sulfon (BCPS) och 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol (tetrabutylidifenol) undersökts i slam, spillvatten/dagvatten, råvatten, luft, fisk (abborre) och sediment. Provtagningarna har utförts i tolv län i Sverige.

BPA och BCPS används främst i tillverkningen av polymerer vilka är vanliga i konsumentprodukter. Tetrabutylidifenol används i tillverkningen av plaster, oljor och hartser. Samtliga ämnen är högvolumskemikalier.

BPA är klassificerat som irriterande, men de övriga ämnena inte är klassificerade. Det finns dock studier som visar på att BPA med stor sannolikhet hormonstörande och att BCPS ackumuleras i näringskedjan.

Denna screeningundersökning visar att BPA förekommer väl utspritt i samtliga provtagna matriser och provpunkter. Tetrabutylidifenol och BCPS påträffas i mer enstaka fall. Generellt sett förekommer studerade ämnen i låga halter. Det är dock relativt stora variationer i halter inom samtliga matriser

Högsta uppmätta halter (samtliga prover, denna undersökning)

Matris	Enhet	Antal prover	Bisfenol A	Tetrabutylmetendifenol	BCPS
Fisk (abborre)	µg/g fett	49	35	17	<2
Sediment	mg/kg TS	49	0,3	0,7	<0,01
Luft	ng/m ³	21	7	0,3	<0,3
Råvatten	µg/l	34	9	0,1	0,1
Slam	mg/kg TS	79	7	1	2
Ink. spillvatten	µg/l	55	24	2	4
Utg. spillvatten	µg/l	2	0,2	<0,1	-
Grundvatten	µg/l	1	0,8	<0,1	-
Lakvatten	µg/l	2	0,1	0,1	-

De förhöjda halterna i vissa prov speglar troligen lokal påverkan, till exempel utsläpp från tillverkningsindustri. Halterna bedöms dock inte avvika från tidigare studier.

I fisk påträffades ämnena endast i fåtal exemplar. Det går inte att fastställa något samband mellan halter i fisk och sediment. I ett flertal prov från råvattentäkter har BPA påvisats i låga nivåer.

Någon signifikant skillnad har inte kunnat påvisas mellan olika områden, platser eller matriser.

En rekommendation är att bisfenol A studeras vidare i råvatten och i in- och utgående avloppsreningsvatten.

Summary

This study has been performed on behalf of The Swedish Environmental Protection Agency and is a part of their programme for environmental monitoring. The aim of its screening programme is to estimate the occurrence of different chemicals in the environment. In this study, the occurrence of Bisphenol A (BPA, CAS no 80-05-7), Bis(4-chlorophenyl)-sulfone (BCPS, CAS no 80-07-9) and 4,4'-methylenebis[2,6-bis(1,1-dimethylethyl)phenol (Tetrabutylidiphenol, CAS no 118-82-1) has been investigated in sewage sludge, surface water, raw water, air, fish (Perch, *Perca fluviatilis*) and sediment. Samples have been collected in twelve different provinces throughout Sweden.

BPA and BCPS are mainly used in the production of polymers used in consumer products. Tetrabutylidiphenol is used in the production of plastics, oils and resins. They are all high volume chemicals. BPA is irritating, but the other substances not are classified as harmful. However, studies have shown teratogenic and reproductive effects of BPA and that BCPS will probably bioaccumulate.

It was found that the presence of BPA is evenly spread in all compartments and places. BCPS and Tetrabutylidiphenol have only been detected in a few samples. The concentrations of the substances are generally low. There is a great variation of levels in concentrations within the compartments however.

Highest concentrations found

Compartment	Unit	No of samples	Bisphenol A	Tetrabutylidiphenol	BCPS
Fish (perch)	µg/g fatt	49	35	17	<2
Sediment	mg/kg TS	49	0,3	0,7	<0,01
Air	ng/m ³	21	7	0,3	<0,3
Raw water	µg/l	34	9	0,1	0,1
Sewage sludge	mg/kg TS	79	7	1	2
Surface water	µg/l	55	24	2	4
Treated sewage water	µg/l	2	0,2	<0,1	-
Ground water	µg/l	1	0,8	<0,1	-
Leachate	µg/l	2	0,1	0,1	-

Some samples showed higher concentrations, but are not extreme compared to earlier studies. These levels are probably due to local activities. In fish, only a few samples were detected. Therefore, it is not possible to determine any relation between levels in fish and sediments. BPA was detected in several water catchments, although in low concentrations. It has not been possible to determine any significant difference between regions, places or compartments.

It is recommended that occurrence of Bisphenol A is more investigated. Raw water and water coming in and out of sewage treatments would be suitable for this.

Ordlista

Aerob nedbrytning – Nedbrytning med tillgång till syre
Anaerob nedbrytning – Nedbrytning utan tillgång till syre
Aneugens – agent som bland annat påverkar celldelning
Bioackumulering – Ökning av gifthalter med ökad ålder
Biokoncentrationsfaktorn, BCF, – koncentrationen av ett visst ämne i en vattenlevande organism i förhållande till koncentrationen av samma ämne i det omgivande vattnet. Om BCF är 5000, betyder det att organismen har 5000 ggr högre halt av ett visst ämne i sig än vad det omgivande vattnet har.
Epitel – Cellvävnad som täcker kroppens inre och yttre ytor.
ED₅₀ – Dosen av ett ämne som påvisar effekt i 50 % av den testade matrisen
EC₁₀ – Dosen av ett ämne som påvisar effekt i 10 % av den testade matrisen
Fettvikt – andel fett i fiskmuskel
in vivo – studier av organismen i dess helhet
in vitro – studier av cell- eller vävnadsodlingar och därmed undvika djurförsök
Konditionsfaktor – $100 \times \text{somatisk vikt (g)} / \text{längd (cm)}^3$
LD₅₀ – Dosen av ett ämne som dödar 50 % av försöksdjuren
LC₅₀ – Koncentrationen av ett ämne som dödar 50 % av försöksdjuren
Log K_{OC} – fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten
Log K_{OW} – fördelningskoefficienten mellan lösligheten i oktanol och vatten, angivet på en logaritmisk skala, används för att uppskatta bioackumulering i fettvävnad
LOAEL – Lowest Observed Adverse Effect Level
Metaboliter – Nedbrytningsprodukter
NOAEL – No Observed Adverse Effect Level
NOEC – No Observed Effect Concentration
ng/g – nanogram/gram, nano = 10^{-9}
Otoliter – en liten hörselsten i form av en kalkkropp inne i innerörat på benfiskar, med årsringar
Somatisk vikt – kroppsvikt med alla inälvor utom lever och gonader urtagna
Torrsubstans, TS – provet frystorkas eller torkas i ugn (105°C)
Vitellogenin syntes – Ett serum eller ägguleprotein vilket kännetecknas som ett kalciumbindande glykolipofosfoprotein, vilket framkallas av östrogen eller tonårshormoner.
Våtvikt, VV – färskvikt, dvs otorkad fiskmuskel eller sediment

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	8
2	STUDERADE ÄMNEN	9
2.1	BISFENOL A	9
2.1.1	<i>Kemisk struktur</i>	9
2.1.2	<i>Källor</i>	9
2.1.3	<i>Förekomst</i>	10
2.1.4	<i>Toxicitet</i>	10
2.1.5	<i>Påverkan på miljön</i>	11
2.2	2,2',6,6'-TETRA-BUTYL-4,4'-METENDIFENOL	11
2.2.1	<i>Kemisk struktur</i>	11
2.2.2	<i>Källor</i>	12
2.2.3	<i>Förekomst</i>	12
2.2.4	<i>Toxicitet</i>	12
	BIS(4-KLORFENYL)SULFON	12
2.2.5	<i>Kemisk struktur</i>	12
2.2.6	<i>Källor</i>	12
2.2.7	<i>Förekomst</i>	13
2.2.8	<i>Toxicitet</i>	13
2.2.9	<i>Mobilitet</i>	13
	GENOMFÖRANDE	14
2.3	PROVTAGNINGSLOKALER	14
2.3.1	<i>Provtagningsmatriser</i>	16
2.4	KEMISKA ANALYSER	17
2.4.1	<i>Provupparbetning</i>	17
3	RESULTAT	18
3.1	SAMMANFATTADE RESULTAT	18
3.2	SLAM	18
3.3	SPILLVATTEN/DAGVATTEN	19
3.4	RÅVATTEN	20
3.5	LUFT	21
3.6	FISK	22
3.7	SEDIMENT	24
3.8	LAKVATTEN	24
4	DISKUSSION	25
4.1	BISFENOL A	25
4.1.1	<i>Spillvatten/dagvatten</i>	25
4.1.2	<i>Slam</i>	26
4.1.3	<i>Råvatten</i>	26
4.1.4	<i>Lakvatten</i>	27
4.1.5	<i>Luft</i>	27
4.1.6	<i>Fisk</i>	27
4.1.7	<i>Rekommendationer</i>	27
4.2	2,2',6,6'-TETRA-BUTYL-4,4'-METENDIFENOL	28
4.3	BIS(4-KLORFENYL)SULFON – BCPS	28
5	SLUTSATSER	29
5.1	PROVRESULTAT	29
5.2	BETYDELSE FÖR MILJÖ OCH HÄLSA SAMT REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT STUDIER	29

6	REFERENSER	31
7	MEDVERKANDE	35

Bilagor

- Bilaga 1 Litteraturdata Bisfenol A, 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol, Bis(4-klorfenyl)sulfon
- Bilaga 2 Analysdata slam, spill-/dagvatten, råvatten, fisk, sediment och luft
- Bilaga 3 Data från tidigare undersökningar Bisfenol A, Bis(4-klorfenyl)sulfon
- Bilaga 4 Fiskdata med koordinater
- Bilaga 5 Sedimentdata med koordinater
- Bilaga 6 Sverigekartor med utsatta provpunkter
- Bilaga 7 Provpunktsområden

1 Inledning

Den nationella miljöövervakningen genomförs i syfte att ge underlag till uppföljning av regeringens och riksdagens beslutade miljö kvalitetsmål och eventuella vidare åtgärder, samt att ge underlag till ställda internationella rapporteringskrav, i synnerhet inom EU. Avsikten är också att tidigt upptäcka miljö störningar, okända sedan tidigare, och dess trender i vår natur [Naturvårdsverket, 2003].

Syftet med en screeningundersökning är därmed att få en ökad kunskap och en bättre beskrivning av förekomsten av aktuella ämnen i den svenska miljön. Detta görs genom att utvärdera trender, mängder och halter av studerade ämnen i olika matriser, samt om möjligt utvärdera påverkan på miljö, djur och människor från erhållna resultat tillsammans med andra undersökningar och resultat.

Det är framförallt viktigt att i ett tidigt skede få en förståelse för de enskilda ämnernas kemiska och fysikaliska egenskaper, var de aktuella ämnena förväntas påträffas och i vilka mängder och former de används i syfte att klarlägga potentiella källor och potentiell spridningsrisk för studerade ämnen till miljön.

WSP Environmental har på uppdrag av Naturvårdsverket analyserat och utvärderat förekomsten av bisfenol A (BPA), 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol (tetrabutyl-difenol) och bis(4-klorfenyl)sulfon (BCPS) i olika matriser runt om i Sverige. Detta har åstadkommit genom provtagning av sex olika matriser: slam, spill/dagvatten, råvatten, fisk (huvudsakligen abborre), sediment och luft. Proverna har tagits vid upprepade tillfällen från tio sjöar, tio råvattentäkter, tio avloppsreningsverk samt tio städer (se bilaga 7).

Ytterligare analyser har skett i samarbete mellan länsstyrelser från de län provtagningarna utförts av bisfenoler, tetrabutyl-difenol och delvis BCPS i samtliga matriser med undantag av luft. Samtliga prover har analyserats av Analytica AB i Stockholm.

Bisfenol A (BPA) är en av världens mest använda kemikalier och inom EU produceras uppskattningsvis 700 000 ton per år [European Commission, 2003]. BPA används främst vid tillverkningen av polykarbonater, epoxiharts, polysulfoner och flamskyddsmedel vilka i sin tur används till framställning av dryckesflaskor, nappflaskor, skyddshöljen i burkar och till tandfyllningar. BPA har vid flertalet undersökningar detekterats i naturen runt om i världen och dessutom uppvisat hormonstörande egenskaper. Då både BPA och BCPS används i en omfattande mängd konsumentprodukter är det viktigt att klargöra deras spridning, toxicitet och eventuell urlakning ur de framställda produkterna.

2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol (tetrabutyl-difenol) produceras i mycket stora kvantiteter och används flitigt som antioxidanter och stabilisatorer i metall- och plastindustrin. Med anledning av att få undersökningar utförts och stora förbrukning är det nödvändigt att införskaffa sig kunskap om dess spridning och en eventuell påverkan på människor och miljö.

Under mitten av 90-talet upptäcktes för första gången halter av bis(4-klorfenyl)sulfon (BCPS) i abborre utanför Lettlands kust [Olsson och Bergman, 1995] och efterföljande studier har kontinuerligt påvisat detekterbara halter av BCPS i vår fauna. BCPS är fettlösligt, antagligen bioakkumulerbart och man har funnit spår av BCPS i levern på människor. BCPS används främst som råvara vid tillverkningen av polysulfoner och polyetersulfoner vilkas egenskaper lämpar sig väl för tillverkning av högtemperaturpolymerer. Polysulfoner och polyetersulfoner används inom livsmedelsindustrin, i medicinsk utrustning samt inom flygplansindustrin.

Av de tre studerade ämnena är det endast BPA som under längre tid varit föremål för utredningar. De övriga två ämnena har endast i sparsam omfattning undersökts avseende förekomst i miljön.

2 Studerade ämnen

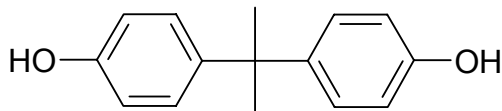
Litteratursökningen har utförts via databaserna ScienceDirect/Elsevier och Sci Finder samt Karolinska institutets databaser. Databaser på internet har genomsökts såsom Toxnet, Chemfinder, Scorecard, NIST, Hazardous Chemical Database, EINECS, Toxics Release Inventory (TRI), Chemical Abstracts Service m.fl. Sökning har också skett i svenska och övriga länders myndigheters/organisationers hemsidor såsom EU, Kemikalieinspektionen och Naturvårdsverket. Information har även eftersökts på Naturvårdsverk i USA, Kanada, Storbritannien, Nederländerna och Australien, samt Livsmedelsverk över stora delar av världen. Dessutom har personliga intervjuer med fackmän inom respektive ämnesområde utförts muntligen, via telefon eller e-post.

I bilaga 1 redovisas dessa data (såsom kemiska och fysikaliska data, toxicitet, spridning och nedbrytning) som inhämtats för samtliga ämnen. Nedan följer en sammanfattning av detta.

2.1 Bisfenol A

Bisfenol A (BPA, CAS-nr 80-05-7) framställs genom reaktion mellan fenol och aceton och är en av världens mest använda kemikalier. Inom EU produceras approximativt 700 000 ton/år [European Commission, 2003]. Sverige importerade 2001 ett ton råmaterial innehållande BPA till processer och 37 ton till kemiska produkter [KEMIa].

2.1.1 Kemisk struktur



2.1.2 Källor

I huvudsak används BPA inom den kemiska industrin samt inom bygg-, konstruktions-, järn-, metall-, plast- och serviceindustrin [European Commission, 2000a]. 71,1 % av all BPA används i produktionen av polykarbonater och 25 % i produktionen av epoxiharts [European Commission, 2003]. BPA används också vid tillverkningen av polysulfoner, flamskyddsmedel samt PVC-plast.

Polykarbonater används exempelvis vid tillverkningen av dryckesflaskor, nappflaskor, muggar, tallrikar och mobiltelefoner [Bisphenol A Global Industry Group] medan limprodukter, färger, lacker och skyddshöljen för burkar framställs av epoxiharts [KEMIb]. BPA används också som harts i tandfyllningar av plast [European Commission, 2000a].

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 ovan nämnda produkterna. I en rapport från EG-kommissionen 2002 uppskattas emissioner av BPA till tre ton/år under produktion och processer, från migrering av BPA-monomerer i polykarbonater och från återvinningen av värmekänsligt papper. Enligt producenterna emitteras mindre än ett ton/år till luft och vatten från produktion och processer. BPA kan lakas ut från livsmedelsförpackningar av polykarbonat, från livs-

medelsförpackningarnas epoxihartsbeläggningar eller från syntetiska tandfyllningsmaterial. Enligt EG-direktiv är det tillåtet med en urlakning av 3 mg BPA/kg mat [European Commission, 2000a].

2.1.3 Förekomst

Redan på 1970-talet rapporterades BPA i luft och vatten i Japan, där de uppmätta halterna i två floder låg mellan 0,01 och 1,9 µg/l [Staples *et al*, 1998 och Howard *et al*, 1989]. I en undersökning av Staples *et al* (1999), gällande koncentrationen av BPA uppströms och nedströms i recipienter från fem amerikanska produktionsanläggningar samt två processanläggningar detekterades BPA endast vid en produktionsanläggning med halter på 2-8 µg/l uppströms och 7-8µg/l nedströms. Stachel *et al* (2002), rapporterade om halter mellan 4-66 µg/l i floden Elbe och dess tillflöden samt halter mellan 10-379 µg/l i dess sediment. Dessutom detekterades en extremt hög halt av metaboliten 4-hydroxybensoesyra på flera tusen µg/kg TS i tre sedimentprover. Detta antogs huvudsakligen inte bero på nedbrytningen av BPA utan kom troligen från konserveringsmedel som använts i livsmedelsproduktionen och släppts ut till avloppsreningsverk [Stachel *et al*, 2002].

Vid provtagning i avloppsvatten från industrier vilka använder BPA samt avloppsvatten från hushåll detekterade Fühacker *et al*, 1999, BPA-koncentrationer upp till 72µg/l. De högst uppmätta halterna härrörde från pappersproduktionsindustrin samt trä-, metall- och kemikalieindustrin. I en undersökning i Japan av BPA-halter ur 10 olika deponiers lakvatten uppmättes en högsta halt på 17 200 µg/l där koncentrationerna varierade mellan 1,3 och 17 200 µg/l [Yamamoto *et al*, 2000]. År 1996 uppmätte Japanska naturvårdsverket BPA-koncentrationer i fisk på 15-287 µg/kg VV (våtvikt) [European Commission, 2003] och Belfroid *et al*, 2002, uppmätte halter i sötvattenfisk och marin fisk, fångade i Nederländerna, mellan 2-75 ng/g TS (lever) och 1-11 ng/g TS (muskel). I konserver detekterades 33 µg BPA/konservburk, efter migration av BPA till konserverna via konservburkens lackbeläggning och koncentrationer upp till 2,3-3,4 µg/l BPA emitterades från polykarbonatflaskor under dess autoklavering [European Commission, 2002]. 14mg BPA/kg detekterades i nappflaskor tillverkade av polykarbonat [Peters, 2003].

2.1.4 Toxicitet

BPA är klassificerat som irriterande [KEM1c]. Ämnet irriterar ögon, andningsorgan och hud och kan ge allergi vid hudkontakt [KEM1b]. BPA absorberas oralt men har en begränsad upptagningsförmåga på hud. Ämnet tros inte ha någon carcinogen potential [European Commission, 2003]. BPA har dock påvisat endokrina aktiviteter i ett antal *in vivo* och *in vitro* screeninganalyser [European Commission, 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].

Exponering av BPA på snigel visade LOEC (Lowest Observed Effect Concentration), NOEC (No Observed Effect Concentration) och EC₁₀ värden på 48.3, 7.9 respektive 13.9 ng/l [Stachel *et al*, 2002]. I tabell 1 visas toxiciteten av BPA på olika arter sammanställt av EG-kommissionen [European Commission, 2003].

Tabell 1 Akut toxicitet för BPA

Art	Namn	Tid	Studie	Halt	Enhet
Fisk	<i>Pimephales promelas</i>	96-h	LC ₅₀	4,6	mg/l
		164 da- gar	NOEC (reproduktion)	0,016	mg/l
Ryggradslösa vattendjur	<i>Daphnia magna</i>	48-h	EC ₅₀ (orörlig)	10,2	mg/l
		21 da- gar	NOEC (reproduktion)	>3,1	mg/l
Vattenalger	<i>Selenastrum capricornutum</i> (Färskvattenarter)	96-h	EC ₅₀ (beräkning av celler)	2,73	mg/l
	<i>Skeletonema costatum</i> (Marina arter)	96-h	EC ₅₀ (beräkning av celler)	1,1	mg/l
		96-h	EC ₁₀ (beräkning av celler)	0,4	mg/l
Bakterier	<i>Pseudomonas putida</i>	18 h	EC ₅₀	>320 000	mg/l

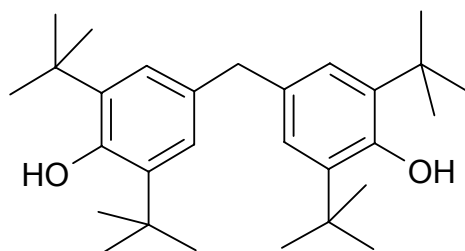
2.1.5 Påverkan på miljön

Baserat på BPA:s låga ångtryck vid rumstemperatur antas avdunstningen till luft och transporten i luft vara minimal [European Commission, 2003]. Enligt Howard *et al*, 1989 är BPA:s mobilitet i jord måttlig till låg vilket betyder att det gärna vill adsorbera till organiskt material, se vidare bilaga 1. Adsorption till suspenderat material är måttligt till omfattande. Indikationer visar på att BPA inte signifikant bioackumuleras i vattenorganismer såsom fisk [Howard, 1989]. Det är inte troligt att BPA bidrar till ozonnedbrytning eller växthusgas och det är heller inte troligt att den bidrar till bildandet av marknära ozon [European Commission, 2003].

2.2 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol

2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol (tetrabutyl-difenol, CAS-nr 118-82-1) är en högvolymskemikalie. I Sverige användes 12 ton tetrabutyl-difenol år 2000 inom 29 olika tillverkningar varav 8 ton gick till användning inom koksindustrin, till raffinerade petroleumprodukter och kärnbränslen där tetrabutyl-difenol användes som stabilisatorer, smörjmedel och additiv [SPIN]. Någon tillverkning i Sverige finns inte [Holmgren, KEMI].

2.2.1 Kemisk struktur



2.2.2 Källor

Tetrabutyldifenol används inom metallindustrin som antioxidanter och inom plastindustrin som primära antioxidanter och stabilisatorer. Tetrabutyldifenol används till naturliga och syntetiska elastomerer, polyolefinplaster, hartser, bindemedel, petroleumoljor och vaxer.

2.2.3 Förekomst

Under denna litteraturstudie hittades inga tidigare utförda undersökningar gällande tetrabutyldifenols spridning eller eventuella detekterade halter i miljön.

2.2.4 Toxicitet

Tetrabutyldifenol ger irritation på ögon och hud [European Commission, 2000b]. Den är dock inte klassificerad som det [KEMIC]. Se tabell 2 för akut toxicitetdata [European Commission, 2000b] samt vidare bilaga 1.

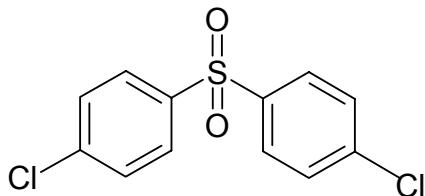
Tabell 2 Akut toxicitet för tetrabutyldifenol

Toxicitet	Matris	Art	Typ	Värde	Enhet	Exponeringstid
Akut	fisk	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀	>1000	mg/l	96 h
Akut	kräftdjur	<i>Mysidopsis bahia</i>	LC ₅₀	>1000	mg/l	96 h
Oral akut	råtta	ingen info	LC ₅₀	>5000	mg/kg kroppsvikt	engångsdos
Oral akut	råtta	ingen info	LC ₅₀	>16000	mg/kg kroppsvikt	ingen info
Hud akut	kanin	vit Nya Zeeländsk	LC ₅₀	>2000	mg/kg kroppsvikt	24 h
Hud akut	kanin	vit Nya Zeeländsk	LC ₅₀	>36000	mg/kg kroppsvikt	24 h

Bis(4-klorfenyl)sulfon

Bis(4-klorfenyl)sulfon (BCPS, CAS-nr 80-07-9) är en kommersiell högvolymkemikalie. Den tillverkas inte i Sverige utan importeras i form av polysulfoner och polyetersulfoner, dock inte i form av monomerer [Norström, 2003]. Under 1999 samt 2000 användes BCPS i elva olika tillverkningsprocesser i Sverige, [SPIN] i en kvantitet under 0,5 ton enligt Kemikalieinspektionen [Holmgren, KEMI].

2.2.5 Kemisk struktur



2.2.6 Källor

BCPS används i stora kvantiteter som råvara i produktionen av högtemperaturpolymerer såsom polysulfoner, polyetersulfoner, polyamider och polyaniliner. Andra användningsområden är inom textilindustrin där BCPS fungerar som en komponent i reaktiva färgämnen, och som bi-produkt inom produktion av pesticider [Olsson och Bergman, 1995]. BCPS finns dessutom i

små mängder i DDT-föreningar (1,1,1-triklor-2,2-bis(4-klorfenyl)etan), i 4-klorbensensulfonamid pesticider [Poon *et al*, 1999] och i tandprotesplast [Shintani, 1995].

Polysulfoner används exempelvis till TV-komponenter, glödlampsbottnar, bildelar, hårtorkar, mikrovågsugnar, och i medicinska applikationer [Brydson, 1995], medan polyetersulfon används i varmvattenspumpar och flödesmätare.

Emissioner från BCPS uppstår troligen vid dess produktion, behandling och lagring samt vid framställningen av dess polymerer. Emissioner kan också ha sitt ursprung från själva plasten under dess livscykel, till exempel vid förbränningen [Haglund *et al*, 1998].

2.2.7 Förekomst

BCPS har under den senare delen av 90-talet detekterats i abborre från Östersjön och i späck från gråsäl samt havsrönsägg från områden vid Bottniska havet [Olsson och Bergman, 1995]. BCPS detekterades ur samtliga vattenprover från de tre italienska sjöarna, Maggiore, Garda och Como [Guzzella och Sora, 1998], och provtagningar från den tyska floden Elbe och German Bight i Nordsjön påvisar kontaminering av BCPS [Bester *et al*, 2001]. Norström *et al* rapporterade 2003 om höga halter BCPS i sillgrissla (insamlad 1989 på St Karlsö) med ett värde av 1600 och 1900 ng/g fett. Detekterbara halter av BCPS har också påvisats i gotländsk lax, röding från Vättern och strömming. I Kanada har BCPS identifierats i strömming [Norström *et al*, 2003]. BCPS har detekterats i levern på människor i en tysk studie [Ellerichmann *et al*, 1998], med en approximerad koncentration mellan 1,5-39 ng/g fett.

2.2.8 Toxicitet

Intag av BCPS via föda medför i huvudsak ackumulering av BCPS i fettvävnaderna [Poon *et al*, 1999]. Den akuta orala toxiciteten vid LD₅₀ på mus är 24g/kg [Poon *et al*, 1999] och enligt Chhabra *et al*, 2000, uppskattades NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) av BCPS i föda på råttor till 30 ppm (1,5 mg/kg kroppsvikt). BCPS är lika giftigt som DDT vad beträffar effektiviteten som insektsdödande medel för flugan *Musca nebulo* [Poon *et al*, 1999]. Se vidare bilaga 1.

2.2.9 Mobilitet

Valters *et al*, 1999, rapporterar om ökade koncentrationer av BCPS på abborre nedströms längs floden Lielupe och även i en studie på braxar från två tyska floder, Elbe och Rhen, påvisas en ökad koncentration nedströms från 3,4-34 ng/g fettvikt [Norström *et al*, 2003]. Dessa resultat indikerar att BCPS har en spridningsväg som skiljer sig från övriga organiska klorföreningar [Norström *et al*, 2003].

Genomförande

2.3 Provtagningslokaler

Provtagning av bisfenoler och BCPS utfördes från sex olika matriser under 2003 och 2004. Matrisererna bestod av avloppsslam, dagvatten/spillvatten, råvatten, fisk, sediment och luft. Provtagningen av bisfenoler (BPA och tetrabutyldifenol) utfördes i tolv län medan provtagningen av BCPS utfördes i elva län. Se tabell 3 och bilaga 7. Provtagningsområdena förtydligas på kartan över Sverige i figur 1 samt i bilaga 6.

Tabell 3: Län som deltagit i provtagningen

Län	
AB	Stockholms län
BD	Norrbottnens län
D	Södermanlands län
E	Östergötlands län
F	Jönköpings län
H	Kalmar län
K	Blekinge län
M	Skåne län
O	Västra Götalands län
S	Värmlands län
U	Västmanlands län
Y	Västernorrlands län



Figur 1 Karta med utsatta provpunkter för samtliga matriser. För tydligare information om respektive matris provtagningsområden se bilaga 6. Medgivandenr: M2003/6519

2.3.1 Provtagningsmatriser

Råvatten (dricksvattentäkter): Stickprov av råvatten togs vid 3 tillfällen mellan juni och december 2003, från tio vattenverk, där provmängden var 2 liter fördelade på 2 stycken enlitersflaskor. Länsstyrelserna tog själva ytterligare råvattenprov och sammanlagt togs 34 prover.

Avloppsslam: Slamprov från ca 3 punkter per reningsverk (10 stycken) och tillfälle sammanfördes till ett samlingsprov vid fem olika tillfällen, under juni/juli, augusti, september, oktober och december 2003. Provtagningar gjordes på primärslam, avvattnat slam och rötat slam vilka fylldes i 2 burkar/samlingsprov á 200 ml/burk. Tio länsstyrelser tog ytterligare slamprover. Totalt utfördes 79 provtagningar.

Dagvatten/spillvatten: Dagvatten/spillvatten togs som ett samlingsprov, i två stycken enlitersflaskor, vid ett tillfälle á 5 gånger under juni/juli, augusti, september, oktober och december 2003 från tio olika reningsverk. Fem länsstyrelser utförde själva ytterligare provtagningar och totalt utfördes 55 provtagningar.

Fisk: Provfiskningen utfördes av Medins Sjö- och Åbiologi under augusti och september månad 2003 och av länsstyrelserna själva. Valet av abborre vid provtagning på fisk grundar sig på att abborre är relativt lättfiskad med få nätansträngningar samt att den är en matfisk och därmed en eventuell exponeringskälla på människor. De urvalskriterier för fisk som analyserades baseras på de riktlinjer för analys av abborre som rekommenderas enligt Nordisk standard, esb.naturforvaltning.no/fs.htm

Under september 2003 genomfördes provtagningar av Medins Sjö- och Åbiologi i 14 områden på 15-20 cm långa abborrar samt vid ett tillfälle på skrubbskädda (se bilaga 4 för fiskdata samt bilaga 6 för koordinater). Av denna fångst gjordes om möjligt tre samlingsprov om sju abborrar inom det givna intervallet. Längd, totalvikt och somatisk vikt uppmättes samt kön och reproduktivt stadium noterades. Gällock och otoliter från sju abborrar per provlokal skickades till Fiskeriverket för åldersbestämning. Abborrarna packades en och en i aluminiumfolie och därefter i grupper om sju i plastpåsar och skickades samma dag i kylväska till Analytica AB i Täby för analys av muskeldelen. De gånger då proverna skickades följande dag frystes proverna under natten.

Fiskens reproduktiva stadium delades in i fem klasser där 1= juvenil, 2 = med observerbar gonadtillväxt, 3 = rinnande rom eller mjölke, 4 = utlekta samt 5 = defekta gonader. För att få fram individernas näringsstatus beräknades konditionsfaktorn (somatisk vikt i förhållande till längd) enligt följande formel:

$$\text{Konditionsfaktorn} = 100 * \text{somatisk vikt (g)/längd (cm)}^3$$

Vid fisket användes nät med maskstorleken 18,25 mm, 19,5 mm samt 22 mm, placerade på strandnära djup mellan 1 m och 10 m. Då näten lades ut på kvällen vittjades de på morgonen dagen därpå och om näten lades på morgonen vittjades de efter ett par timmar [Medins Sjö och Åbiologi]. Länsstyrelserna tog ytterligare fiskprover under samma period och totalt utfördes 49 analyser av samlingsprover på fisk

Sediment: Provtagning av sediment togs vid ett tillfälle per sjö i 15 områden under september 2003 där provtagning genomfördes i två skilda lokaler per sjö. Proverna togs, om möjligt, i ackumulationsbotten i sjöns djupområde för att erhålla ostörda ytsediment. För varje lokal togs fem stickprover. Av de översta 0-5 cm togs delprov vilka sammanfördes till ett samlingsprov i två glasburkar á 200 ml varefter de skickades samma eller följande dag i kylväska till Analytica AB i Täby för analys. Om proverna skickades följande dag frystes/kyldes de under natten [Medins Sjö och Åbiologi]. Se bilaga 5 för provtagningsområden samt koordinater. Länsstyrelserna tog själva ytterligare sedimentprover och sammanlagt utfördes 49 analyser.

Luft: Luftprovtagningen utfördes i tio städer vid två till tre olika tillfällen under hösten och vintern 2003/2004. Förekomst av aktuella ämnen bundna till partiklar analyserades. På grund av låg flyktighet analyserades inte gasfasen. En pump av modell Aircheck[®] 2000 användes med ett kalibrerat flöde på 3000 ml/min. Luftpumpningen pågick under fyra dygn varefter filtret (37mm glasfiberfilter) skickades till Analytica AB för analys. Totalt utfördes 21 luftprovtagningar.

2.4 Kemiska analyser

Kemiska analyser genomfördes av Analytica AB. Under avsnitt 3.2.1 nedan redogörs kortfattat de uppberedningssteg som använts för olika matriser.

2.4.1 Provupparbetning

Vatten (500 mL)

Vattenproverna dekanterades, syraupparbetades och tillsattes C13-PCP som intern standard, varefter de vätske/vätske-extraherades med diklormetan. Extraktet rengjordes genom filtrering samt koncentrerades. Analysen av extraktet genomfördes med gaskromatografi-masspektrometri (GC-MSD), med Selected Ion Monitoring (SIM mode), där en CPSIL 8 CB MS-kolonn eller CPSIL 5 CB MS-kolonn användes. Slutligen utfördes en kvantifiering med extern standard. Rapporteringsgränsen för analyserna av samtliga ämnen låg på 0,10 µg/l.

Fisk (20 g)

Fisken skrubbadades med kvartssand och natriumsulfat varefter den upparbetades med syra och tillsattes en intern standard bestående av C13-PCP. Fisken vätskeextraherades med diklormetan och extraktet rengjordes genom filtrering samt koncentrerades. Fettinnehållet från fisken separerades genom tillsatts av aceton/acetonitril och filtrering med calflo/celite (värmebärare/filter). Analysen av det koncentrerade extraktet utfördes med GC-MSD (SIM mode) där CPSIL 8 CB MS eller CPSIL 5 CB MS-kolonner användes. Slutligen utfördes kvantifiering med extern standard. Rapporteringsgränsen för analys av BPA var 0,02 mg/kg VV och för tetrabutylidifenol och BCPS 0,01 mg/kg VV. En uppskattning av rapporteringsgränsen i µg/g fett resulterar i 3,8 respektive 1,9.

Slam och sediment (20 g fast material)

Slam och sediment tvättades med natriumsulfat och vätskeextraherades med diklormetan efter att ha syraupparbetats och tillsatts en intern standard bestående av C13-PCP. Extraktet rengjordes genom filtrering och koncentrerades därefter. Fettinnehållet separerades på samma sätt som fisken genom tillsatts av aceton/acetonitril och om nödvändigt filtrering med calflo/celite. Analys av extraktet utfördes på samma sätt som tidigare nämnda matriser varefter kvantifiering gjordes med extern standard. Om vatteninnehållet var högt separerades den fasta fasen med vattenfasen varvid vattenfasen behandlades som den tidigare nämnda vattenprovupparbetningen. Vattenextraktet tillsattes sedan fastfasextraktet. Rapporteringsgränsen för BPA var 0,05 mg/kg TS och 0,01 mg/kg TS för tetrabutylidifenol och BCPS. Om nödvändigt utfördes fortsatta varierande uppberedningar beroende på provet/matris [Analytica AB].

3 Resultat

Vid sammanställning och beskrivning av dataunderlaget har all provdata redovisats. Dessa återfinns i bilaga 2. I de fall upprepad provtagning har skett på samma lokal och i samma matris har alla resultat redovisats som enskilda provpunkter. Vid statistiska beräkningar har ”ej detekterade halter” antagits vara samma värde som rapporteringsgränsen av försiktighetsskäl. Detta då det finns en möjlighet att halten ligger i nivå med rapporteringsgränsen. I bilaga 2 redovisas halter över rapporteringsgränsen med färgmarkeringar. Flera statistiska test har utförts, varav det som var relevant redovisas: Test konfidensintervall 90 % redovisas nederst i bilaga 2.

En stor variation förekommer inom samma provpunkt över tiden. Resultaten redovisas därför inte som medelvärden för den enskilda platsen i jämförelse med andra platser. Något samband med tiden kan heller inte kunnat påvisas.

Resultaten ger främst en bild över högsta uppmätta halter tillsammans med antal detekterade provsvar per totalt analyserade prover. Detta synsätt ger en helhetsbild över tillståndet för miljön för studerade matriser. Av naturliga skäl finns det sannolikt platser med högre och lägre nivåer, då samtliga platser i Sverige av kostnadsskäl inte kan provtas och analyseras

3.1 Sammanfattade resultat

I tabell 4 nedan redovisas en sammanfattning av resultaten i form av antal analyser och högsta uppmätta halter för respektive matris. För mer ingående detaljer hänvisas till respektive efterföljande avsnitt där varje matris presenteras i detalj. Samtliga resultat finns redovisade i bilaga 2.

Generellt sett förekommer studerade ämnen i låga halter. Ämnena förefaller vara jämnt fördelade mellan matriserna och förekommer i stort sett i samtliga provpunkter och län. I fisk påträffades ämnena endast i fåtal exemplar. Det går inte att fastställa något samband mellan halter i fisk och sediment. Anmärkningsvärt är att bisfenol A detekterats i ett flertal råvattentäkter, om än i låga nivåer.

Tabell 4. Högsta uppmätta halter (samtliga prover)

Matris	Enhet	Antal prover	Bisfenol A	Tetrabutylmetendifenol	BCPS
Fisk (abborre)	µg/g fett	49	35	17	<2
Sediment	mg/kg TS	49	0,3	0,7	<0,01
Luft	ng/m ³	21	7	0,3	<0,3
Råvatten	µg/l	34	9	0,1	0,1
Slam	mg/kg TS	79	7	1	2
Ink. spillvatten	µg/l	55	24	2	4
Utg. spillvatten	µg/l	2	0,2	<0,1	-
Grundvatten	µg/l	1	0,8	<0,1	-
Lakvatten	µg/l	2	0,1	0,1	-

3.2 Slam

Slamprover togs fem gånger per avloppsreningsverk under sju månader. Prover togs även av länsstyrelser och totalt analyserades 79 slamprover.

Av de totalt 79 tagna proverna i slam innehöll 51 stycken detekterbara koncentrationer av BPA och 41 stycken detekterbara koncentrationer av tetrabutyldifenol. Tre prover av 65 innehöll detekterbara koncentrationer av BCPS (bilaga 2).

Den högst uppmätta halten BPA togs i Uddebos ARV (avloppsreningsverk) i Norrbottens län, 6,9 mg/kg TS, efterföljt av Sjölunda ARV i Skåne län med en uppmätt halt på 4,8 mg/kg TS. Den högst uppmätta halten tetrabutyldifenol togs i Strängnäs ARV i Södermanlands län med en halt på 1,3 mg/kg TS. De tre avloppsreningsverken som uppmätte halter av BCPS är Henriksdals reningsverk i Stockholms län (0,13 mg/kg TS), Slottshagens reningsverk i Östergötlands län (2 mg/kg TS) och Sjöstadverket i Värmlands län (0,011 mg/kg TS). Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i slam.

Vid jämförelse av konfidensintervall och t-test (signifikansnivå 0,9) kunde inga signifikanta skillnader mellan provtagningsområdena urskiljas, beroende på stora variationer inom en och samma provtagningslokal över tiden, vilket antyder att punktutsläpp förekommer. Det är heller ingen signifikant skillnad mellan primärslam och rötat slam avseende detekterade nivåer för studerade ämnen, vilket kan antyda att ämnena är relativt persistenta mot nedbrytning i slamprocesserna.

Tabell 5 Analysdata från provtagning av respektive ämne i slam

Slam	TS	Bisfenol A	Tetrabutyldifenol	BCPS
Enhet	%	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Antal	79	79	79	65
Max	54	7	1	2
90:e percentilen	31	1	0,1	0,01
Min	0,7	0,05	0,01	0,01
Medel	20	0,5	0,04	0,05
Median	21	0,1	0,01	0,01
Standardavvikelse	11,1	1,0	0,1	0,2
Konfidens, 90%-nivå	2,1	0,2	0,03	0,1
Rapporteringsgräns	-	0,05	0,01	0,01
Effektnivå miljö/hälsa	-	ej kända	ej kända	ej kända

3.3 Spillvatten/dagvatten

Inkommande spill-/dagvatten togs fem gånger per avloppsreningsverk under sju månader för 10 avloppsreningsverk, i Sverige (se bilaga 2). Dessutom togs ett prov vid ytterligare fem reningsverk. Av totalt 55 tagna prover detekterades halter av BPA i 43 prover och tetrabutyldifenol i fyra prover. Av totalt 49 analyserade prover detekterades BCPS i tre stycken.

De högsta uppmätta halterna av BPA togs dels på Sjölunda ARV i Skåne län samt på Sjöstadverket i Värmlands län. Båda proverna uppmätte en BPA-halt på 24 µg/l. Dessa uppmätta halter är dock mycket högre än de övriga proverna från samma reningsverk. De högsta halterna av tetrabutyldifenol och BCPS påträffades i Uddebo ARV i Norrbottens län med halter på 2,2 respektive 3,9 µg/l. Övriga påträffade halter av BCPS togs från Sjölunda ARV i Skåne och Henriksdals reningsverk i Stockholm (0,21 och 0,16 µg/l). Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i spill- och dagvatten.

Tabell 6 Analysdata från provtagning av respektive ämne i spill-/dagvatten

Spill-/dagvatten	Bisfenol A	Tetrabutylidifenol	BCPS
Enhet	µg/l	µg/l	µg/l
Antal	54	55	49
Max	24	2,2	3,9
90:e percentilen	5,6	0,1	0,1
Min	0,05	0,01	0,01
Medel	2,7	0,1	0,2
Median	1,1	0,1	0,1
Standardavvikelse	4,7	0,3	0,5
Konfidens, 90%-nivå	1,1	0,06	0,13
Rapporteringsgräns	0,05	0,01	0,01
Effektnivå miljö/hälsa	ej kända	ej kända	ej kända

Ett prov vid ett tillfälle uppvisade en halt på 2400 µg/l (BD-län, Uddebo). Detta värde avviker så kraftigt från resterande data att vi valt att bortse från detta i beräkningarna (därav 54 som antal istället för 55 i bilaga 2 och i tabell 5). Klart är dock att det förekommer stora variationer i spillvatten/dagvatten och att det är en källa till ytterligare spridning via punktutsläpp.

Vid jämförelse av konfidensintervall och eventuella t-test (signifikansnivå 0,9) kunde inga signifikanta skillnader observeras mellan olika reningsverk. En av anledningarna är den stora variationen inom en och samma provpunkt över tiden. BPA förefaller vara relativt vanligt förekommande i inkommande spill- och dagvatten då ämnet förekommer i nästan samtliga prover, även om halterna inte är anmärkningsvärt höga.

Endast två prover har tagits på utgående vatten, och dessa analyserades m a p BPA och tetrabutylidifenol. Proverna togs i Gislaved och i Hultsfred av Jönköpings länsstyrelse. Resultaten indikerar att BPA förekommer även i utgående avloppsreningsvatten. Halterna låg på 0,1 respektive 0,2 för Gislaved respektive Hultsfred. Proverna togs vid ett tillfälle.

3.4 Råvatten

Råvatten togs tre gånger per vattenverk under sju månader, med start sommaren 2003. Av totalt 34 analyser detekterades BPA i 14 prover och ett prov med detekterad halt av tetrabutylidifenol. Av totalt 30 analyser detekterades BCPS i två prover.

Den högst uppmätta halten av BPA på 9 µg/l påträffades i Alelyckans vattenverk i Västra Götalands län. Alelyckan hade uppmätta halter av BPA i samtliga tre provtagningar. Endast på Hässlö vattenverk i Västmanlands län detekterades tetrabutylidifenol med en koncentration av 0,12 µg/l, vilket är precis över rapporteringsgränsen. Det sistnämnda vattenverket (Hässlö), vilket tar sitt vatten ifrån Mälaren, hade också högsta halten av BCPS på 0,11 µg/l. Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i råvatten.

Ett grundvattenprov har tagits av länsstyrelsen i Värmland i anslutning till en tillverkningsindustri. I provet detekterades en halt av BPA på 0,84 µg/l (bilaga 2). Detta är för lite data för att dra några slutsatser på, men visar ändå att BPA kan förekomma i grundvatten i områden med kemisk industri.

Ingen signifikant skillnad mellan provpunkter kan påvisas (signifikansnivå 0,9). Detekterade halter av BPA förekommer främst i råvattentäkter som utgörs av ytvattentäkter.

Tabell 7 Analysdata från provtagning av respektive ämne i råvatten

Råvatten	Bisfenol A	Tetrabutylidifenol	BCPS
Enhet	µg/l	µg/l	µg/l
Antal	34	34	30
Max	9	0,12	0,11
90:e percentilen	1,4	0,1	0,1
Min	0,1	0,01	0,01
Medel	0,6	0,1	0,1
Median	0,1	0,1	0,1
Standardavvikelse	1,6	0,02	0,02
Konfidens, 90%-nivå	0,4	0,01	0,01
Rapporteringsgräns	0,1	0,1	0,1
Effektnivå miljö/hälsa	[#] 0,1 µg/l	LD ₅₀ (fisk) >1000 mg/l	ej kända

*lägsta uppmätta halt över rapporteringsgränsen

[#] PNEC (Predicted No Effect Concentration) i ytvatten, där även 1,6 µg/l ges som exempel [European Commission, 2003].

3.5 Luft

Två till tre luftprover per provtagningsområde (tio stycken) togs över sju månader. Av totalt 21 prover tagna på luft kunde 12 prover påvisa detekterade halter av BPA, 4 prover påvisa detekterade halter av tetrabutylidifenol och 3 prover med detekterade halter av BCPS.

De högsta uppmätta halterna av BPA, tetrabutylidifenol och BCPS i luft påträffades i Västerås i Västmanlands län och i Skåne (Perstorps Industri) med halter på 7,3 ng/m³ respektive 2,8 ng/m³. Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i luft.

Alla värden i ng/m³ har beräknats utifrån rapporterade värden i µg/totalt d.v.s. totalt uppmätt halt per filter. Eftersom luftvolymen beror på pumpetid och pumpflöden och dessa varierar en aning medför det att rapporteringsgränserna i ng/m³ skiljer sig åt mellan proverna.

Halterna i luft är baserade på analys av partiklar (totala) och visar mängd ämne som finns bundet på partiklar i luft. Ingen signifikant skillnad mellan provpunkter kan noteras (signifikansnivå 0,9). Trenden är dock att industristäder har en högre halt i luften än andra städer. Generellt sett är halterna låga, även om de är detekterbara. Det finns inga kända gränsvärden att jämföra resultaten med i dagsläget.

Tabell 8 Analysdata från provtagning av respektive ämne i luft

Luft	Bisfenol A	Tetrabutyldifenol	BCPS
Enhet	ng/m ³	ng/m ³	ng/m ³
Antal	21	21	21
Max	7,3	0,3	0,3
90:e percentilen	2,8	0,2	0,2
Min	0,1	0,05	0,05
Medel	1,2	0,1	0,1
Median	0,4	0,1	0,1
Standardavvikelse	1,9	0,1	0,1
Konfidens, 90%-nivå	0,7	0,02	0,03
Rapporteringsgräns	2 ng/filter*	1 ng/filter*	1 ng/filter*
Effektnivå miljö/hälsa	ej kända	ej kända	ej kända

*ca 18 m³ har provtagits av luften under en veckas tid, vilket ger rapporteringsgränser i storleksordningen 0,05-0,1 ng/m³.

3.6 Fisk

Detekterbara halter av BPA respektive tetrabutyldifenol påträffades i fyra respektive fem av totalt 49 samlingsprover från fisk. BCPS detekterades inte i något av de 28 analyserade samlingsproverna.

Den högst uppmätta halten av BPA i fisk, 35 µg/g fett, kom från sjön Åsunden i Östergötlands län. BPA detekterades endast i fisk från Åsunden samt Munksjön i Jönköpings län. I Munksjön hade alla tre samlingsprov detekterbara halter av BPA.

Den högsta koncentrationen av tetrabutyldifenol återfanns i fisk från Björklången i Värmlands län (15 µg/g fett). Övriga fiskar med detekterbara halter tetrabutyldifenol fanns i Hammarösjön (Vänern, Värmlands län) samt Åsunden (Östergötlands län). Se tabell 9 för fiskdata över fiskar som uppmätt halter av de aktuella ämnena samt bilaga 4 för alla provtagna fiskar.

Endast ett samlingsprov erhöles ur Hertsöfjärden respektive Storarydsdammen på grund av dålig tillgång på fisk. I sjön Spillepeng i Skåne län fångades skrubbskädda istället, på grund av avsaknad av abborre på västkusten. Inga halter av något ämne detekterades i skrubbskädda. Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i fisk.

Tabell 9 Analysdata från provtagning av respektive ämne i fisk (Abborre (Perca fluviatilis))

Fisk	Vattenhalt	Bisfenol A	Tetrabutyldifenol	BCPS ²	fett
Enhet	vikt%	µg/g fettvikt ³	µg/g fettvikt ³	µg/g fettvikt ³	vikt%
Antal	49	49	49	28	49
Max	78	35	17	1,8	4,9
90:e percentilen	77	7,6	3,1	1,2	2,6
Min	73	0,3	0,2	0,2	0,2
Medel	76	3,4	1,8	0,7	1,3
Median	75	1,8	0,9	0,8	0,9
Standardavvikelse	1,1	5,9	3,4	0,4	1,0
Konfidens, 90%-nivå	0,3	1,4	0,8	0,1	0,2
Rapporteringsgräns	-	0,3-3,8 ¹	0,2-1,9 ¹	0,2-1,9 ¹	-
Effektnivå miljö/hälsa	-	LOEC 1µg/l [#]	LD ₅₀ (fisk) >1000 mg/l	ej kända	-

[#][European Commission, 2003]

¹ Ungefärliga värden, beräknade utifrån rapporteringsgränserna 0,02 (BPA) och 0,01 mg/kg VV.

² BCPS detekterades inte i fisk. Data baseras enbart på rapporteringsgränser.

³ beräknade värden från mg/kg våtvikt enligt formeln: ng/g fettvikt = ng/g TS * (%TS / % fett)

Tabell 10 Data över fiskar med detekterade halter av BPA och tetrabutyldifenol

Sjöar	fisk	bisfenol A	tetrabutyldifenol	fett-halt	längd	vikt	ålder
Enhet		µg/gfettvikt	µg/g fettvikt	vikt %	mm	g	År (samlingsprov)
Munksjön	abborre	23	2	1	152-191	35,5-67,5	2-6
Munksjön	abborre	12,0	ej detekterat	0,75	159-174	37,5-53,5	2-6
Munksjön	abborre	10	ej detekterat	1,1	162-182	45-70,5	2-6
Björklången	abborre	ej detekterat	15	0,6	152-185	41-66	4
Björklången	abborre	ej detekterat	3	0,6	162-180	44-77	4
Hammarösjön	abborre	ej detekterat	10	1,2	155-193	37,5-71	4-6
Åsunden	abborre	35	17	0,94	166-193	41-71	3-5

3.7 Sediment

Av totalt 49 provtagningar i sediment påträffades detekterbara halter av BPA i tre prover och detekterbara halter av tetrabutyldifenol i sex prover. Inga detekterbara halter av BCPS påträffades av totalt 28 analyserade samlingsprov.

De två högsta uppmätta BPA-halterna togs i sediment från Stora Rydsdammen i Skåne län med halter på 0,3 respektive 0,1 mg/kg TS. Den högsta halten av tetrabutyldifenol (0,7 mg/kg TS) detekterades i sediment från provtagningen i Gruvön i Värmlands län. Se bilaga 2 för uppmätta halter av de aktuella ämnena i sediment. Se bilaga 5 för ytterligare information samt provtagningskoordinater.

Tabell 11 Analysdata från provtagning av respektive ämne i sediment

Slam	TS	Bisfenol A	Tetrabutyldifenol	BCPS*
Enhet	%	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Antal	49	49	49	26
Max	68	0,3	0,7	0,01
90:e percentilen	41	0,05	0,01	0,01
Min	5	0,05	0,01	0,01
Medel	22	0,1	0,03	0,01
Median	20	0,05	0,01	0,01
Standardavvikelse	13,1	0,0	0,1	0
Konfidens, 90%-nivå	3,1	0,01	0,02	x
Rapporteringsgräns	-	0,05	0,01	0,01
Effektnivå miljö/hälsa	-	# 0,06 mg/kg TS	ej kända	ej kända

* Nivåerna redovisar enbart rapporteringsgränser då inga halter kunde detekteras. BCPS detekterades ej i sediment över 0,01 mg/kg TS.

PNEC [European Commission, 2003]

3.8 Lakvatten

Lakvatten har analyserats från två deponier via länsstyrelsen i Norrbottens län (Sunderbytippen) och länsstyrelsen i Blekinge län (Risatorp).

Inget av analyserade ämnen påträffades i halter över rapporteringsgränserna. Se bilaga 2 för detaljerade data.

4 Diskussion

Resultaten från genomförd undersökning visar att studerade ämnen förekommer i flertalet undersökta matriser. Bisfenol A som förekommer i de flesta provtagna matriser, medan tetrabutyl-difenol och BCPS förekommer i mindre omfattning.

Stora variationer i halter förekommer inom samtliga matriser, vilket kan tyda på att det finns ett flertal punktkällor och/eller årstidsvariationer. Variationerna över tiden inom samma provlokal är stora. Inga signifikanta skillnader mellan områden kan observeras. Det går inte att fastställa något samband mellan halter i fisk och sediment. Tetrabutyl-difenol och BCPS har detekterats på ett fåtal punkter och något samband har inte kunnat fastställas.

Uppmätta halter av samtliga ämnen ligger i nivå med vad som rapporterats i internationella studier. För fisk är det svårt att dra några slutsatser, då det visat sig att tidigare studier haft en rapporteringsnivå som motsvarar en tusendel av den rapporteringsgräns som använts i denna studie. Denna rapporteringsgräns användes av ekonomiska skäl efter samråd med Naturvårdsverket. En lägre detektionsnivå leder till större möjlighet att göra statistisk utvärdering samt bedöma nivå för den diffusa belastningen.

Trenden är även att bättre detektionsgränser ger fler områden med detekterbara nivåer, och någonstans måste en gräns dras för vad som är rimligt. Vad som kan ses är att halterna ligger under de fåtal kända toxiska nivåer som finns för studerade ämnen. Det som framförallt alltså tjänar på en lägre rapporteringsgräns är den statistiska värderingen av data. Ligger man nära detektionsnivåerna blir osäkerheterna större för de flesta analyser.

En överblick av förekomst har erhållits för de aktuella ämnena och en fortsatt undersökning skulle kunna rekommenderas av eventuell nedbrytning av ämnena i reningsverken samt att studera utgående avloppsvatten från de reningsverk där högst halter detekterats. I dagsläget vet man vilka industrier som hanterar ämnena, men inte vilka specifika anläggningar och inom vilka geografiska områden. En enkätundersökning tillsammans med t ex Kemikalieinspektionen skulle kunna ge ett bättre underlag över källor för de studerade ämnena i svensk miljö.

4.1 Bisfenol A

BPA har påträffats i samtliga avloppsreningsverk vid provtagning av slam och spill-/dagvatten och i ca hälften av de vattenverk som tagit prover av råvatten. Dessutom har BPA påträffats i nästan 2/3 av luftprovtagningarna. Detta kan tolkas som att BPA kan ha blivit väl utspritt över hela Sverige, alternativt emitteras i stora delar av landet.

De främsta punktkällorna för emissioner av BPA till den omgivande miljön är sannolikt avloppsvatten från industrier som tillverkar epoxi, polykarbonater och polysulfonplast. Enligt tidigare studier [Führacker *et al*, 1999 och Fukazawa *et al*, 2000] är produktionen av papper och dess återvinningsanläggningar den största källan för utsläpp av BPA.

4.1.1 Spillvatten/dagvatten

De avloppsreningsverk som överlag uppmätt halter av BPA i slam och spill-/dagvatten får primärt sitt avloppsvatten från livsmedelsindustrier, charkuterier och mejerier. Enligt Produktregistrets data finns det en produkt (använd som laboratoriekemikalie) som går till livsmedelsindustrin och innehåller ämnet i låg halt. I undersökningen av Führacker *et al*, 1999, gällande BPA-halt i avloppsvatten från livsmedelsindustrin, uppmättes ett medelvärde på 2,1 µg/l, vilket är i nivå med resultat i denna studie.

Vid två provtillfällen detekterades förhöjda halter av BPA i spill- och dagvatten (Sjölunda ARV och Sjöstadsverket). Även dessa nivåer är dock i nivå resultat från internationella studier [Fürhacker *et al*, 1999]. Både Sjöstadsverket och Sjölunda ARV får en del av sitt spillvatten från livsmedelsindustrin. Sjölunda ARV får även små mängder spillvatten från ölburksframställning, lack- och färgindustri samt deponi medan Sjöstadsverket får spillvatten från pappersmaskinstillverkning, kemisk industri, sjukhus, deponi etc.

Vid provtagning i spill-/dagvatten och utgående vatten på avloppsreningsverken i Gislaved och Hultsfred utförda av länsstyrelserna i respektive län (bilaga 2i) kan man se en lägre halt av BPA i det utgående vattnet än i det ingående. Samma tendenser kan man se i studien av Fürhacker *et al*, 1999, där 90 % av det totala inflödet av BPA avlägsnades under behandlingsprocessen. Detta skulle kunna betyda att BPA bryts ner under behandlingen i avloppsreningsverken. Dock är provtagningarna på utgående vatten i den här studien för få för att man skall kunna göra en statistisk utvärdering.

4.1.2 Slam

BPA har påträffats i många slamprover. En slutsats man kan dra av detta är att användning av slam som jordförbättringsmedel kan leda till spridning av BPA.

Skillnaderna är små mellan rötat slam och primärslam. Det kan indikera att rötning har liten betydelse för nedbrytning av BPA. Vid jämförelse med tidigare rapporterade BPA-halter i slam [Fromme *et al*, 2001 och Bolz *et al*, 2001] med maxvärden på 1,4 respektive 0,77 mg/kg TS är de detekterade halterna i Uddebo ARV och Sjölunda ARV på 6,9 respektive 4,8 mg/kg TS relativt höga. Dessa halter indikerar att det finns någon form av påverkan från punktkällor. Slam från Uddebo ARV och Sjölunda ARV har huvudsakligen sitt ursprung från livsmedelsindustrin. Sjölunda ARV:s slam kommer även från ölburksframställning, lack- och färgindustri samt deponi.

4.1.3 Råvatten

I vatten från nio av tolv råvattentäkter påträffades BPA. I jämförelse med tidigare studiers uppmätta halter ligger de inom samma haltområde. Vid jämförelse mellan uppmätta halter detekterade på 70-talet [Staples *et al*, 1998 och Howard *et al*, 1989] och dagens halter ser det inte ut som om halten BPA i råvatten har ökat. Dock är både de uppmätta halterna för få både på 70-talet och av de påträffade tidiga studierna, samt att de kan innehålla skiftande mätosäkerhet, för att kunna visa några tidstrender.

Vid ett tillfälle detekterades en relativt hög halt av BPA i råvatten från Göta Älv (Alelyckans vattenverk) jämfört med denna och tidigare studier. De två övriga provtagningarna med vatten från Göta Älv visade också detekterbara halter av BPA. Då Göta Älv rinner igenom Göteborg och ett av stadens större industriområden kan de förhöjda halterna eventuellt relateras till industrierna och/eller urban belastning.

De rapporterade ligger under de toxikologiska gränsvärdena på alger fisk och ryggradslösa vattendjur enligt EG-kommissionens rapport, European Commission, 2003. I samma rapport nämns dock att PNEC i ytvatten ligger på 0,1 eller 1,6 µg/l. Prover från Toarps-, Sörmåns- och Alelyckans vattenverk har uppmätt högre halter BPA än 1,6 µg/l.

En intressant iakttagelse är att BPA detekterats i grundvattnet (0,84 µg/l) vid en provtagning i Värmlands län. Enligt vissa tidigare studier är BPA:s mobilitet måttlig till låg. Detta innebär att BPA-halten måste vara relativt hög för att leta sig ner till grundvattnet eller att BPA inte binds in till jordmatriserna i detta fall. Generellt sett rekommenderas fortsatt undersökning av framförallt BPA i grundvatten/råvatten.

4.1.4 Lakvatten

Tidigare studier har visat på höga BPA-halter i lakvatten [Yamamoto *et al*, 2000]. I den här studien togs två prover på lakvatten, vilka inte uppvisade någon detekterbar halt av BPA. Det skulle vara intressant med fler lakvattenprovtagningar av BPA runt om i Sverige för att utvärdera om BPA lakas ut från eventuella avfall av epoxi och plastprodukter.

4.1.5 Luft

BPA:s livslängd i luft är relativt kort (se bilaga 1) och det är därför inte troligt att ämnet transporteras långa vägar från dess punktsläpp. Enligt Cousins *et al*, 2002 låg transportsträckan på <100 km. De uppmätta BPA-koncentrationerna i luft borde därför ha sitt ursprung i respektive stad. De uppmätta halterna av BPA i råvatten i Norrbottens- och i Västmanlands län kan i och med BPA:s korta livslängd i luft härröra ifrån lokala utsläpp till luft som sedan deponerats på sjö och mark.

Vid test på råtta har NOAEL uppskattats till 10 mg/m³ vid inandning vilket ligger långt ifrån de uppmätta halterna i denna studie. Det är däremot inte klarlagt hur känsliga människor är för lågdosexponeringar under längre tid. Det är dessutom osäkert hur tillförlitliga tester på djur är när det gäller att uppskatta långtidseffekter på människor.

4.1.6 Fisk

Alla tre samlingsprov från fisk i Munksjön innehöll detekterbara halter av BPA. Detta skulle kunna härledas ifrån Simsholmsverket där BPA påträffats i samtliga spill- och dagvattensprover, och det använder sig av Munksjön som recipient. De flesta övriga samlingsprover på fiskmuskel låg under rapporteringsgränsen, 3,7 µg/g fettvikt (beräknat utifrån 0,02 mg/kg våtvikt). De detekterade halterna av BPA i denna studie låg inom samma koncentrationsintervall som en tidigare studie gjord av japanska naturvårdsverket 1996 [European Commission, 2003].

Då abborre är en mager fisk bör provtagningar i fortsättningen ske även på fisk med högre fetthalt. Tidigare studier rapporterar också om högre BPA-halter i fiskens lever [Belfroid *et al*, 2002], vilket skulle kunna vara intressant att undersöka vidare.

4.1.7 Rekommendationer

I en tidigare studie har en av BPA:s nedbrytningsprodukter, 4-hydroxybensoesyra (p-HBA), påträffats med halter på flera tusen µg/kg TS i sediment [Stachel *et al*, 2002]. Denna nedbrytningsprodukt har i vissa studier rapporterats vara östrogen och i andra icke-östrogen. Då p-HBA är den främsta nedbrytningsprodukten är det av intresse att ta reda på om den är östrogen samt om den kan hittas i miljön i förhöjda halter och mängder. En screeningundersökning av p-HBA rekommenderas därför.

Då BPA förväntas ha en kort nedbrytningstid (se bilaga 1) i de flesta matriser under aeroba förhållanden kan slutsatsen dras att så länge utsläppen sker på en konstant låg nivå borde ämnet inte transporteras några längre sträckor eller bli kvar i miljön någon längre tid. Vid höga belastningar finns det däremot risk att BPA ackumuleras i naturen lokalt, vilket leder till ökad risk för exponering för djur och människor.

I den här studien har BPA detekterats i mer än hälften av proverna från slam och spill-/dagvatten, vilka innehåller mycket syre och näringsämnen. Enligt tidigare nämnda slutsats bör tolkningen bli att de detekterade utsläppsmängderna i denna studie är för höga för att få en snabb nedbrytning av ämnet och därmed kunna orsaka en förorening i miljön. BPA är sannolikt heller

inte biotillgängligt i alla former, utan binds till partiklar och andra matriser, vilket leder till minskad nedbrytning. Detta syns inte i dessa studier. BPA:s biotillgänglighet har inte utretts.

Då ämnet visat sig vara möjligen endokrint skulle man kunna överväga krav på avveckling. Detta till exempel i produkter som barn exponeras för, såsom nappflaskor, då barn är mer känsliga för exponering av endokrina ämnen. Fler undersökningar av om BPA utsöndras i bröstmjolk skulle här kunna vara av nytta.

4.2 2,2',6,6'-tetra-butyl-4,4'-metendifenol

Jämförelseunderlag saknas för att kunna avgöra om de uppmätta tetrabutyl-difenolhalterna i respektive matris är höga eller låga. Påpekas kan att tetrabutyl-difenol detekterades i nästan hälften av proverna tagna i slam. Dessutom påträffades tetrabutyl-difenol i både fisk och sediment vilket kan tyda på att ämnet lagras i den miljön.

Då tetrabutyl-difenol verkar finnas utspritt kan det vara idé att vidare undersöka dess toxicitet och ekotoxicitet för att klargöra om det är viktigt att utföra fler provtagningar i miljön. Tidigare studier om tetrabutyl-difenols toxicitet på råttor och kaniner har påvisat att ämnet har låg akuttoxicitet. Det är dock för få studier utförda för att kunna säkerställa tetrabutyl-difenols toxicitet.

4.3 Bis(4-klorfenyl)sulfon – BCPS

BCPS har endast detekterats få prover vilket indikerar att ämnet inte är allmänt förekommande, alternativt att rapporteringsgränsen är för hög i den här studien för de olika matriserna. Uppmätta halter finns dock i samtliga matriser utom fisk och sediment. Detta medför att det inte går att avgöra om BCPS förekommer i låga halter i miljön.

BCPS-halter detekterades i ett fåtal slam och spill-/dagvatten, vilket troligtvis kan härledas till lokala utsläpp från industrier och hushåll. Även i råvatten fanns det enstaka detekterade halter vilka bland annat hade sitt ursprung från Mälaren (Hässlö vattenverk). Västerås hade detekterbara halter av BCPS i luft samt i råvatten (Mälaren) vilket skulle kunna ha ett samband med lokal belastning.

Om BCPS inte uppehåller sig länge i atmosfären är det troligt att ämnet deponeras till mark och vatten inom relativt korta avstånd från utsläppskällorna. Olsson *et al*, 1999, indikerade att BCPS huvudsakligen sprids via luft, då koncentrationsskillnader mellan olika regioner var små. Norström *et al*, 2003 menar att BCPS kan ha en distributionsväg som skiljer sig från övriga organiska klorföreningar; att föreningen eventuellt transporteras mer med vatten än luft och förekommer vid mer lokala utsläppskällor.

Det är svårt att jämföra råvattendata då det finns för få tidigare undersökningar om BCPS-haltigt vatten. Vid jämförelse med floden Elbe i Besters *et al*:s studie, 2001 med uppmätta BCPS-halter på 0,7 ng/l samt med German Bight med uppmätta halter på 0,18-2,2 ng/l ligger halten från råvatten i denna studie (halter på 20 och 110 ng/l) högre. Det är svårt att säga om dessa halter är höga eller låga. Att ämnet detekterats i råvatten kan vara allvarligt då det möjligen kan vara en viktig exponeringsväg för människor, även om halterna idag förfaller vara låga. Även de få detekterade halterna i slamproverna måste uppmärksammas då slam fungerar som jordförbättringsmedel och blir gödning på åkrar. Detta kan leda till ytterligare spridning av BCPS.

BCPS har inte detekterats i fisk från de provtagna insjöarna i denna studie. I tidigare undersökningar har man uppmätt BCPS-halter i fisk från Östersjönsområden exempelvis utanför Lettlands kust, [Olsson *et al*, 1999] utanför Svenska kusten (Kvädöfjärden) och Bottenviken [Norström *et al*, 2003]. Med tanke på tidigare uppmätta halterna av BCPS i fisk från Östersjön, förväntades BCPS i fiskprov från Hertsöfjärden, Saltsjön eller Sundsvallsfjärden. Orsaken till de ej

detekterade halterna kan bero på denna studies höga rapporteringsgräns på 1,9 µg/g fettvikt (uppskattat från 0,01 µg/g VV), jämfört med övriga studier. Tidigare uppmätta BCPS-halter i fisk har påvisats i betydligt lägre halter än rapporteringsgränsen som erhöles i den här studien. I Norström *et al*:s studie är detektionsgränsen 0,2 ng/g fettvikt. Det är viktigt att veta om BCPS överhuvudtaget påträffas i fisk eftersom det finns risk för bioackumulation.

Frånvaro av BCPS i halter över rapporteringsgränsen i fisk kan också bero på valet av fisk, då abborren är mycket mager. I och med att BCPS ackumuleras i fiskens fett blir halterna i abborre för låga för att kunna detekteras. Eventuella kompletterande provtagningar borde därmed utföras på fisk med högre fetthalt. Då dessutom BCPS verkar uppehålla sig i lever [Larsson *et al*, 2004] kan provtagningar rekommenderas i detta organ istället för muskel vid analys på fisk och övriga djur framöver. Potentiella skador på grund av långtidsexponering av BCPS kan enligt Poon *et al*, 1999, vara njurskador, då njure visade på ökad BCPS ackumulation med tid.

En livscykelanalys/studie av BCPS-tillverkade polymerer kan rekommenderas för att undersöka emission av BCPS vid förbränning och deponering av polymererna. Även provtagning av lakvatten skulle vara intressant att utföra i utökad omfattning för att se vilka mängder BCPS som lakas ut, då många produkter innehållande BCPS hamnar på deponier. I det sistnämnda förslaget är det viktigt att undersökningen görs under ett långtidsperspektiv eftersom migrationshastigheten av BPA-monomer i dess polymerer förväntas vara låg.

5 Slutsatser

5.1 Provresultat

Tetrabutylidifenol och BCPS detekterades i ett fåtal provtagningsområden medan BPA är väl utspritt i alla provplatser och i samtliga provtagna matriser. Halterna av BPA och BCPS bedöms ligga i nivå med tidigare studier. Då inga tidigare studier påträffats avseende tetrabutylidifenol, kan ingen jämförelse göras gällande halterna av tetrabutylidifenol.

Förhöjda värden i vissa prov kan spegla lokal påverkan. Bisfenol A förekommer i stor utsträckning i låga halter i spillvatten och slam Någon signifikant skillnad har inte kunnat påvisas mellan olika områden, platser eller matriser. Det går inte att fastställa något samband mellan halter i fisk och sediment.

Generellt har dock studerade ämnen påträffats i större utsträckning i mer industrialiserade områden än i områden utan industri. Trenden är att provtagna områden i Skåne, Jönköping, Värmland, Stockholm och Norrbottens läns provområden påvisar fler matriser med detekterade ämnen än övriga län. Detta kan bero på provtagningsplatserna, då vissa platser valts för att de misstänks vara påverkade, medan andra valts för att de representerar en naturlig referens.

5.2 Betydelse för miljö och hälsa samt rekommendationer för fortsatta studier

BPA är med stor sannolikhet hormonstörande. Tidigare studier om tetrabutylidifenols toxicitet har påvisat att ämnet har låg akuttoxicitet (bilaga 1). Det är dock för få studier utförda för att kunna säkerställa tetrabutylidifenols toxicitet. BCPS är bioackumulerbart.

Uppgifter om långtidseffekter är mycket få för dessa ämnen. Av försiktighetsskäl rekommenderas därför fortsatta undersökningar av dessa egenskaper för ämnena. Fortsatta studier av råvatten och grundvattentäkter i enlighet med Vattendirektivets paket för organiska och prioriterade ämnen kan också rekommenderas.

Vidare skulle sedan en bredare kartläggning av användningsområden vara bra för att öka kunskapen om källor. Detta gäller till exempel konsumentprodukter innehållande BCPS, som förfaller utgöra en väsentlig del av det diffusa tillskottet till miljön via avlopp och förbränning.

Utifrån dessa resultat, kan fortsatta provtagningar rekommenderas på följande områden för BPA:

- ingående och utgående vatten i avloppsreningsverk för att undersöka om BPA bryts ner under reningsprocessen.
- grundvatten för att klargöra BPA:s persistens i jord och eventuella trender.
- lakvatten för att undersöka om BPA lakas ut från avfall av epoxi och plastprodukter tillverkade av BPA.
- bröstmjolk
- fetare fisk från dess lever
- screeningundersökning av BPA:s nedbrytningsprodukt p-HBA

Gällande Tetrabutylidifenol kan konstateras att fortsatta studier borde göras på ämnets toxicitet/eko-toxicitet.

För BCPS kan fortsatta studier rekommenderas inom följande områden:

- toxikologiska studier avseende effekterna av BCPS-exponering
- provtagning på fet fisk istället för abborre, med fett ur lever istället för muskel, samt med lägre rapporteringsgräns
- provtagning av lakvatten för att undersöka om BCPS lakas ut från avfall av plastprodukter tillverkade av BCPS

6 Referenser

Belfroid A., van Velzen M., van der Horst B., Vethaak D., 2002, *Occurrence of bisphenol A in surface water and uptake in fish: evaluation of field measurements*. Chemosphere 49 (2002) 97-103

Bester K., Theobald N., Schröder H.Fr., 2001. *Nonylphenols, nonylphenol-ethoxylates, linear alkylbenzenesulfonates (LAS) and bis (4-chlorophenyl)-sulfone in the German Bight of the North Sea*. Chemosphere 45: 817-826

Bolz U., Hagenmaier H., Körner W., 2001, *Phenolic xenoestrogens in surface water, sediments, and sewage sludge from Baden-Württemberg, south-west Germany*. Environmental Pollution 115 (2001) 291-301

Brotons J.A., Olea-Serrano M. F., Villalobos M., Pedraza V., Olea N., 1995, *Xenoestrogens Released from Lacquer Coatings in Food Cans*. Environmental Health Perspectives 103, Nr 6, June 1995

Brydson J. A., 1995, *Plastics Materials*, Sixth Edition, Oxford: Butterworth-Heinemann, ISBN: 0 7506 1864 7

Chhabra R.S., Herbert R.A., Bucher J.R., Travlos G.S., Johnson J.D., Hejtmancik M.R., 2000. *Toxicology and Carcinogenesis Studies of p,p'-Dichlorodiphenyl Sulfone in Rats and Mice*. Toxicological Sciences 60, 28-37 (2001)

Cousins I.T., Staples C.A., Klecka G.M., Mackay D., 2002, *A Multimedia Assessment of the Environmental Fate of Bisphenol A*. Human and Ecological Risk Assessment: Vol. 8, No. 5, pp. 1107-1135 (2002)

Ellerichmann T., Bergman Å., Franke S., Hühnerfuss H., Jakobsson E., König W.A., Larsson C., 1998. *Gas Chromatographic Enantiomer Separations of Chiral PCB Methyl Sulfons and Identification of Selectively Retained Enantiomers in Human Liver*. Fresenius Envir. Bull. 7:244-257 (1998)

European Commission, 2000a, DG ENV, *Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption – preparation of a candidate list of substances as a basis for priority setting*. Annex 14, Summary profiles of chemicals with information on use, production, emission, monitoring and legal status, 2000, http://europa.eu.int/comm/environment/docum/bkh_annex_14.pdf

European Commission, 2000b, IUCLID Dataset, Chemical Data Sheet Information. European Chemicals Bureau

European Commission, Health & consumer protection directorate-general 2002, *Opinion of the Scientific Committee on Food on Bisphenol A*.

European Commission, Joint research centre, Institute for Health and Consumer Protection, European Chemicals Bureau, 2003, *European Union Risk Assessment Report 4,4'-Isopropylidenediphenol (Bisphenol-A)*. http://ecb.jrc.it/DOKUMENTS/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/REPORT/bisphenolareport325.pdf

Fent G., Hein W., Moendel M., Kubiak R., 2003, *Fate of ¹⁴C-bisphenol A in soils* Chemosphere 51 (2003) 735-746

Fjeld E., Schlabach M., Berge J.A., Eggen T., Snilsberg P., Källberg G., Rognerud S., Enge E.K., Borgen A., Gundersen H., 2004, *Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter – bromerte flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan*, Norsk institutt for vannforskning, Løpenr. 4809-2004

Fromme H., Kuchler T., Otto T., Pilz K., Müller J., Wenzel A., 2001, *Occurrence of phthalates and bisphenol A and F in the environment*. Water Research 36 (2002) 1429-1438.

Fukazawa H., Hoshino K., Shiozawa T., Matsushita H., Terao Y., 2000, *Identification and quantification of chlorinated bisphenol A in wastewater from wastepaper recycling plants*. Chemosphere 44 (2001) 973-979

Fürhacker M., Scharf S., Weber H., 1999, *Bisphenol A: emissions from point sources*. Chemosphere 41 (2000) 751-756

Guzzella L., Sora S., 1998. *Mutagenic activity of lake water samples used as drinking water resources in northern Italy*. Wat.Res. Vol 32. No 6, pp1733-1742

Haglund P., Leander O., Zook D., 1998, *Analysis of the Recently Detected Environmental Contaminant Bis-(4-chlorophenyl)sulfone in Temperature Resistant Polymers*. Organohalogen Compounds Vol. 35 (1998) 427-429

Howard P.H., 1989, *Handbook of Environmental Fate and Exposure Data*. Vol.1. Lewis Publishers, Chelsea, MI

Ike M., Chen M-Y., Jin C-S., Fujita M., 2002, *Acute Toxicity, Mutagenicity, and Estrogenicity of Biodegradation Products of Bisphenol-A*. Wiley Periodicals, Inc. Environ Toxicol 17: 457-461, 2002

Larsson C., Norström K., Athanasiadis I., Bignert A., König W., Bergman Å., 2004, *Enantiomeric fractions of methylsulfonyl PCBs and distribution of MeSO₂-PCBs, MeSO₂-DDE and BCPS in Grey seal tissues*. Manuskript

Lemini C., Silva G., Timossi C., Luque D., Valverde A., González-Martínez M., Hernández A., Rubio-Póo C., Chávez Lara B., Valenzuela F., 1996, *Estrogenic Effects of p-Hydroxybenzoic Acid in CDI Mice¹*, Environmental Research 75, 130–134 (1997)

Markey C., Rubin B., Soto A., Sonnenschein C., 2003, *Endocrine disruptors: from Wingspread to environmental developmental biology*. Journal of Steroid Biochemistry & Molecular Biology 83 (2003) 235-244

Mathews J.M., Black S.L. Matthews H.B., 1996, *p,p'-Dichlorodiphenyl sulfone metabolism and disposition in rats*. Drug metabolism and disposition. 24. No5. 579-587

Norström K., Olsson A., Olsson M., Bergman Å., 2003. *Bis(4-chlorophenyl) sulfone (BCPS) in Swedish marine and fresh water wildlife – A screening study*.

Olsson A., Bergman Å., 1995. *A New Persistent Contaminant Detected in Baltic Wildlife: Bis(4-chlorophenyl) Sulfone*. Ambio Vol.24 No. 2, March 1995

Olsson A., Vitinsh M., Plikshs M., Bergman Å., 1999. *Halogenated environmental contaminants in perch (Perca fluviatilis) from Latvian coastal areas*. The Science of the Total Environment 239: 19-30

Peters R., 2003, *Determination of hazardous chemicals in consumer products*. TNO Nederlands Organisation for Applied Scientific Research

Poon R., Lecavalier P., Chu I., Yagminas A., Nadeau B., Bergman Å., Larsson C., 1999. *Effects of bis(4-chlorophenyl) sulfone on rats following 28-day dietary exposure*. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 56:185-198

Shaw I.C., Chadwick J., 1998, *Principles of Environmental Toxicology*. Taylor and Francis Ltd. ISBN: 0-7484-0355-8

Shintani H., 1995. *HPLC analysis of toxic additives and residual monomer from dental plate*. Journal of Liquid Chromatography, 18(3), 613-626 (1995)

Stachel B., Ehrhorn U., Heemken O-P., Lepom P., Reincke H., Sawal G., Theobald N., 2002, *Xenoestrogens in the River Elbe and its tributaries*. Environmental Pollution 124 (2003) 497-507

Staples C., Dorn P., Klecka G., O'Block S., Branson D., Harris L., 1999, *Bisphenol A concentrations in receiving waters near US manufacturing and processing facilities*. Chemosphere 40 (2000) 521-525

Staples C., Dorn P., Klecka G., O'Block S., Harris L., 1998. *A review of the environmental fate, effects, and exposures of bisphenol A*. Chemosphere vol 36 No 10 pp2149-2173

Takahashi O., Hiraga K., 1980a, *Effects of Four Bisphenolic Antioxidants on Lipid Contents of Rat Liver*. Toxicology Letters, 8 (1981) 77-86

Takahashi O., Hiraga K., 1980b, *Effects of Four Bisphenolic Antioxidants on Prothrombin Levels of Rat Plasma*. Toxicology Letters, 7 (1981) 405-408

Valters K., Olsson A., Vitinsh M., Bergman Å., 1999. *Contamination Sources in Latvia: Levels of Organochlorines in Perch (Perca fluviatilis) from Rivers Daugava and Lielupe*. Ambio Vol. 28 No. 4, June 1999

Yamamoto T., Yasuhara A., Shiraishi H., Nakasugi O., 2000, *Bisphenol A in hazardous waste landfill leaches*. Chemosphere 42 (2001) 415-418

Referenser från internet

BASF, <http://www.basf.com> 2003-11-04

Bisphenol A Global Industry Group, *Bisphenol A: Information Sheet*, <http://www.bisphenol-a.org> 2004-01-23

Chemfinder, <http://chemfinder.cambridgesoft.com/result.asp> 2003-09-01

ChemIDplus, National Library of Medicine
,<http://chem2.sis.nlm.nih.gov/chemidplus/chemidlite.jsp> 2003-09-01

EINECS, European Chemicals Bureau, <http://ecb.jrc.it/classification-labelling/> 2003-12-15

Environmental-Agency, UK, <http://www.environment-agency.gov.uk> 2003-12-10

KEMIA, Kemikalieinspektionen <http://www.kemi.se/kemstat/floden/flodessok.cfm> 2003-09-01

KEMIB, <http://www.kemi.se> 2003-11-04

KEMIC, KIFS 2001:3

<http://www.kemi.se/Kemi/Kategorier/Databaser/Klassificeringslistan/default.html> 2004-05-19

Naturvårdsverket, 2003, [http://www.viron.se](http://www.environ.se) 2004-01-17

NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, *The Registry of Toxic Effects of Chemical Substances*, <http://www.cdc.gov/niosh/rtecs/dh1d5f88.html> 2004-01-24

NIST Standard Reference Database, <http://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?> 2003-09-01

Scorecard, <http://www.scorecard.org> 2003-09-01

SPIN, <http://www.spin2000.net/spin.html> 2003-09-01

TOXNET, <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search> 2003-09-01

Muntliga referenser

Karin Norström, Doktorand, Institutionen för miljökemi, 2003-11-25

Ola Holmgren, Produktregistret, Kemikalieinspektionen, 2003-12-03 (e-post)

Medins Sjö och Åbiologi, (e-post)

Analytica AB, 2003-11-17 (e-post)

7 Medverkande

Screening av bisfenoler 2003

Utredning

Marie Arnér, WSP Environmental
Jenny Forsberg, WSP Environmental
Anna Forsgren, WSP Environmental
Viktoria Lundborg, WSP Environmental
Fredrik Lundgren, WSP Environmental
Mikael Eriksson, Structor Miljöbyrån

Analyser

Monika Franzén, Analytica AB

Kemikaliefakta

Ola Holmgren, Produktregistret, Kemikalieinspektionen
Magnus Åkerblom, Produktregistret, Kemikalieinspektionen

Provtagning

Medins Sjö och Åbiologi
Bengt Dahlberg, Alelyckans vattenverk
Lucica Enache, Ryaverken (GRYAAB)
Hans Claesson, Hägebergsverket
Agneta Reingård, Simsholmens reningsverk
Birgitta Svensson, Borgs vattenverk
Christina Rydh, Slottshagens reningsverk
län
Mats Bergmark, Grönstaverket
Uno Schön, Grönstaverket
län
Gunilla Edmark, Tivoliverket
Jörgen Alexandersson, Hässlö vattenverk
Håkan Forsberg, Kungsängens reningsverk
Lars Anders Fridström, Vombverket
Tomas Persson, Toarps vattenverk
Max Granqvist, Sjölundavloppsreningsverk
Göran Lengdén, Perstorp Support ARV
Lars-Olov Eriksson, Gäddvik vattenverk
Hans Granberg, Uddebo ARV
Pia Biarred, Sörmons vattenverk
Inger Bergman, Sjöstadsverket
Christer Berg, Norsborgs vattenverk
Johan Stål, Henriksdals reningsverk
Björn Nilsson, Karlstad
Tomas Östergren, Sundsvall
Per Hansson, Miljökontoret, Sundsvall
Lennart Ek, Miljö-, och hälsoskyddsförvaltningen, Västerås

Länsstyrelser

Mats Thuresson, Stockholms län
Siv Hansson, Västra Götalands län
Henrick Blank, Jönköpings län
Ellen Bruno, Östergötlands län
Niclas Backman, Östergötlands län
Eva Larson, Värmlands län
Charlotta Halvarsson, Västernorrlands

Martin Wänerholm, Västmanlands län
Charlotta Halvarsson, Västernorrlands

Fredrik Andreasson, Skåne län
Uno Strömberg, Norrbottens län
Anna-Karin Bilén, Blekinge län
Sara Elfvendal, Norrbottens län
Bernhard Jaldemark, Jönköpings län
Karin Ek, Stockholms län
Malin Kanth, Södermanlands län

Om någon medverkande person förbisetts, ber vi om ursäkt för detta.
Alla har varit otroligt hjälpsamma genom hela projektet.