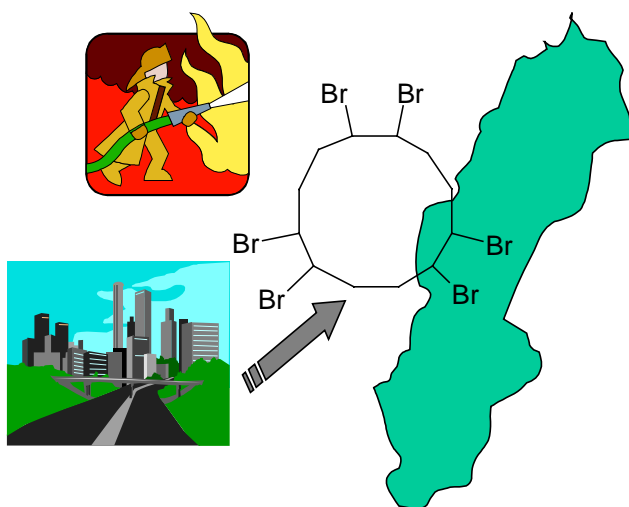




# rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

## HBCD i Sverige - screening av ett bromerat flamskyddsmedel



John Sternbeck Mikael Remberger Lennart Kaj Katarina Strömberg  
Anna Palm Eva Brorström-Lundén

B1434

Stockholm, november 2001



<b>Organisation/Organization</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	<b>RAPPORTSAMMANFATTNING</b> <b>Report Summary</b>
<b>Adress/address</b> Box 21060 100 31 Stockholm	<b>Projekttitel/Project title</b>
<b>Telefonnr/Telephone</b> 08-08-598 563 00	<b>Anslagsgivare för projektet/ Project sponsor</b> Naturvårdsverket Miljöövervakningsenheten
<b>Rapportförfattare/author</b> John Sternbeck Mikael Remberger Lennart Kaj Katarina Strömberg Anna Palm Eva Brorström-Lundén	
<b>Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report</b> HBCD i Sverige - screening av ett bromerat flamskyddsmedel	
<b>Sammanfattning/Summary</b> Hexabromcyklododekan (HBCD) är ett alifatiskt bromerat flamskyddsmedel som i slutet av 1990-talet utgjorde ca 14% av den västeuropeiska konsumtionen av bromerade flamskyddsmedel. Trots denna relativt omfattande användning finns mycket få data på HBCDs förekomst i miljön. IVL har därför genomfört en screening av HBCD i syfte att illustrera dess förekomst i den svenska miljön, samt att identifiera betydande emissionskällor. Potentiella emissionskällor har identifierats genom en översiktlig materialflödesanalys. Mätningar har utförts nära dessa misstänkta punktkällor, i urban miljö samt i bakgrundsområden och omfattat luft, nedfall, vatten, mark, sediment, slam och biota. Dessutom har förekomsten av HBCD i föda studerats genom analys av olika typer av livsmedel.	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren /Keywords</b> HBCD, bromerade flamskyddsmedel, kemikalier, emission, materialflöden,	
<b>Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data</b> IVL Rapport/report 1434	
<b>Hämta och beställningsadress för rapporten/Ordering address</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se/rapporter">www.ivl.se/rapporter</a> e-post: <a href="mailto:publikationsservice@ivl.se">publikationsservice@ivl.se</a> Fax: 08-598 563 90 Brev: IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm	

## Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
Summary.....	4
1 Bakgrund .....	5
1.1 Fysikalisk-kemiska egenskaper .....	6
1.2 HBCD i den svenska miljön .....	6
2 Användning av HBCD i Sverige .....	7
2.1 Förekomst och användning .....	7
2.1.1 Plast.....	8
2.1.2 Textilier och möbler.....	10
2.1.3 Gummi .....	11
2.1.4 Trä.....	11
2.1.5 Elektronik.....	11
2.2 Återvinning .....	12
2.3 Emission.....	12
2.3.1 Emission under tillverkning.....	13
2.3.2 Emission under användning.....	13
2.3.3 Emission i avfallsled .....	13
2.4 Slutsatser om användning .....	14
3 Provtagningsstrategi .....	16
3.1 Punktkällor.....	16
3.2 Urban miljö .....	17
3.3 Långdistanstransport .....	18
3.4 Human exponering.....	20
3.5 Tillståndet långt från källorna.....	20
3.6 Sammanfattning .....	20
4 Metodik.....	22
4.1 Provtagning .....	22
4.1.1 Luft.....	22
4.1.2 Deposition .....	22
4.1.3 Övriga prov .....	22
4.2 Analys .....	23
4.2.1 Extraktion.....	23
4.2.2 Fraktionering och upprening av extrakten före GC-analys.....	24
4.2.3 Instrument .....	24

4.2.4	Verifiering med GC-MS .....	24
5	Resultat .....	25
5.1	Luft och deposition .....	25
5.2	Vatten .....	28
5.3	Mark .....	28
5.4	Sediment .....	28
5.5	Slam .....	30
5.6	Fisk .....	31
5.7	Livsmedel .....	31
6	Diskussion .....	33
7	Tack .....	34
8	Referenser .....	34
	Appendix .....	36

## Sammanfattning

Hexabromcyklododekan (HBCD) är ett alifatiskt bromerat flamskyddsmedel som i slutet av 1990-talet utgjorde ca 14% av den västeuropeiska konsumtionen av bromerade flamskyddsmedel. Trots denna relativt omfattande användning finns mycket få data på HBCDs förekomst i miljön. IVL har därför genomfört en screening av HBCD i syfte att illustrera dess förekomst i den svenska miljön, samt att identifiera betydande emissionskällor. Potentiella emissionskällor har identifierats genom en översiktlig materialflödesanalys. Mätningar har utförts nära dessa misstänkta punktkällor, i urban miljö samt i bakgrundsområden och omfattat luft, nedfall, vatten, mark, sediment, slam och biota. Dessutom har förekomsten av HBCD i föda studerats genom analys av olika typer av livsmedel.

HBCD produceras inte i Sverige utan importeras som kemikalie, halvfabrikat och troligen även med varor. Import av kemikalie och halvfabrikat uppgick under mitten av 1990-talet tillsammans till ca 90 ton HBCD per år. Under 2000 var importen dock endast 3-6 ton. Import med varor är okänt. De dominerande flödena av HBCD i samhället följer vissa lättplaster och möbeltextilier. Den svenska textilindustrin uppges dock ha upphört med användningen av HBCD efter 1997. Nyligen har även användningen av HBCD vid produktion av XPS-plast minskat starkt i Sverige. Dessutom finns troligen mindre flöden i t.ex. vissa elektroniska varor. Bristen på information om kemiska ämnen i varuinformationsblad m.m. gör det svårt att följa flödena av HBCD, inte minst i importerade varor.

Av de potentiella punktkällor till HBCD som diskuterats i denna studie har vi genom mätningar kunnat verifiera följande:

- Tillverkning av HBCD-haltig XPS-plast medför spridning av HBCD till luft och mark. Spridning av HBCD under användning av XPS har vi varken kunnat verifiera eller förkasta. Spridning i avfallsled, vid en deponi för byggavfall, föreföll mycket begränsad.
- Textilindustrin. Spridning vid tillverkning har varit omfattande men är troligen mindre eller ringa nu. HBCD sprids dock vid tvätt av vissa textilier.

Det begränsade antal prov som analyserats i denna studie tyder även på att HBCD sprids i urban miljö. HBCD tas upp i biota vilket visar sig i sill/strömning samt i olika livsmedel. Bland livsmedel uppvisar fisk högst halter (räknat per fettvikt) medan lägst halter påträffas i tamboskap (lamm, nöt, svin). HBCD har även identifierats i prov från avlägsna bakgrundsområden, t.ex. Pallas i norra Finland, vilket visar att HBCD har potential för långväga transport i atmosfären.

## Summary

Hexabromocyclododecane (HBCD) is an aliphatic brominated flame retardant which made up for about 14% of the consumption of brominated flame retardants in western Europe during the late 1990ies. In spite of this wide-spread use, data on the concentration of HBCD in the environment is very limited. A screening of HBCD was therefore performed in order to illustrate present levels in the Swedish environment as well as to identify possible emission sources. Possible point sources was identified through material flow analysis. Measurements have been performed close to these possible sources, as well as in urban environment and in background regions, and included air, deposition, water, soil, sediments, sludge and biota. Concentrations of HBCD were also measured in different kinds of food items.

HBCD is not produced in Sweden, but is imported as a chemical, in semi-manufactured articles and probably also in goods. Swedish import as a chemical and in semi-manufactured articles amounted to ca 90 tons/year during the 1990ies, but decreased to 3-6 ton during year 2000. Import with goods is not known. HBCD is mainly used in XPS plastics and furniture textiles. The Swedish textile industry, however, ceased their use of HBCD during 1998. More recently, the use of HBCD in the production of XPS also decreased strongly in Sweden. Probably, there are other minor flows of HBCD, e.g. in certain electronic products. Import of HBCD through imported goods cannot be investigated due to the general lack of information on chemicals in product declarations etc.

Based on the measurements we performed, the following conclusions can be drawn regarding potential point sources of HBCD:

- Production of XPS containing HBCD leads to emission of HBCD to air and soil. We have neither been able to verify nor falsify the assumption that HBCD is released during use of XPS. In the waste stage, however, emission appears to be very limited.
- The textile industry used to emit large amounts of HBCD but is probably insignificant now. HBCD may though be emitted from certain laundries.

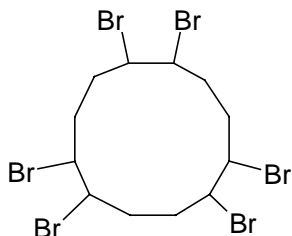
Our data also indicate that HBCD is emitted in urban regions. The fact that HBCD biaccumulates is reflected in the concentrations of HBCD in herring and different food items. Among the food items, highest concentrations on a lipid basis were obtained in fish. The presence of HBCD in remote background regions, e.g. northern Finland, shows that HBCD has potential for long-range atmospheric transport.

# 1 Bakgrund

Bromerade flamskyddsmedel är ämnen som används i bland annat elektronisk utrustning, textilier, plaster och byggmaterial för att försvåra att brand uppkommer. De omfattar en rad olika ämnesgrupper, huvudsakligen tetrabrombisfenol A (TBBPA), polybromerade difenyletrar (PBDE), polybromerade bifenyler (PBB) samt hexabromcyklododekan (HBCD<sup>1</sup>) (Figur 1). Karakteristiskt för bromerade flamskyddsmedel är att de är kemiskt stabila vid låga temperaturer men sönderdelas vid förhöjda temperaturer, en faktor som är avgörande vid dess användning som flamskyddsmedel. Flamskyddsmedlens stabilitet leder till att de är svårnedbrytbara i miljön. De uppvisar därför persistens och har potential för spridning och långväga transport.

Man skiljer på två typer av bromerade flamskyddsmedel; reaktiva och additiva. Reaktiva flamskyddsmedel binds kemiskt i produkter och blir mindre rörliga, varför läckage till omgivningen försvåras. Additiva flamskyddsmedel, till vilka HBCD hör, blandas in i produkten eller appliceras på dess yta men är inte molekylärt bundna till matrisen. De kan därför lättare avgå från produkten under hela dess livslängd.

Under det senaste decenniet har intresset för bromerade flamskyddsmedel ökat markant (se t.ex. De Wit, 2000, för en sammanställning). Detta beror delvis på ökande halter i miljön, och delvis på att vissa flamskyddsmedel uppvisar strukturella likheter med ökända miljögifter. Dessutom finns indikationer på skadeverkningar på hormon- och reproduktionssystem. HBCD är ett prioriterat ämne inom EUs program för existerande ämnen och riskbedöms av Sverige (Kemikalieinspektionen). Antalet mätningar av HBCD i miljöprov är dock mycket begränsat. Syftet med föreliggande studie är att ge en överblick över förekomsten av HBCD i miljön samt att identifiera emissionskällor. Studien är upplagd som en "screening" vilket innebär att vi prioriterat att mäta i ett flertal matriser och från flera lokaler, på bekostnad av antalet prov per lokal.



Figur 1. Kemisk struktur hos HBCD

---

<sup>1</sup> Ämnet förkortas i vissa fall HBCDD. I denna rapport används uteslutande HBCD.

## 1.1 Fysikalisk-kemiska egenskaper

HBCD genomgår för närvarande riskbedömning inom EU:s existerande ämnesprogram. Kemikalieinspektionen i Sverige är ansvarig för denna riskbedömning. Information om HBCDs fysikaliska och kemiska egenskaper är huvudsakligen hämtade från den sammanställning som Kemikalieinspektionen utfört i samband med riskbedömningsarbetet (KEMI, 1999a). HBCD har liksom många andra bromerade föreningar mycket låg flyktighet. Ångtryckets variation med temperaturen kan beskrivas med följande värden:  $6.4 \times 10^{-6}$  Pa ( $10^\circ\text{C}$ );  $6.3 \times 10^{-5}$  Pa ( $25^\circ\text{C}$ );  $1.7 \times 10^{-4}$  Pa ( $50^\circ\text{C}$ ). Värdena är jämförbara med andra bromerade flamskyddsmedel som t.ex. penta-BDE ( $5.1 \times 10^{-5}$  Pa) och med vissa PAH, t.ex. fluoranten ( $3.8 \times 10^{-5}$  Pa vid  $25^\circ\text{C}$ ). HBCD förefaller även vara så persistent och bioackumulerande att den skulle kunna klassificeras som ett s.k. POP-ämne (KEMI, 1999a), vilket bl a innebär att det är ett ämne som har eller kan få global spridning i miljön. Smältpunkter har rapporterats i intervallet  $175\text{-}195^\circ\text{C}$  och vid ca  $230^\circ\text{C}$  bryts HBCD ned. Flera värden på vattenlöslighet har rapporterats och KEMI (1999a) har valt  $3.4 \mu\text{g/l}$  som representativt värde.

## 1.2 HBCD i den svenska miljön

HBCD har tidigare uppmätts i ett flertal olika medier runtom i Sverige, men jämfört med t.ex. PBDE är datamängden mycket begränsad. Halter om  $5\text{-}6 \text{ pg/m}^3$  har uppmätts i bakgrundsluft från Ammarnäs och Hoburgen (Bergander et al. 1995). Stockholm Vatten har låtit analysera 12 slamprover från Stockholms reningsverk. Halterna av HBCD varierade inom  $11\text{-}120 \text{ ng/g TS}$  (Wahlberg 1999). Sellström påvisade år 1996-97 halter på  $28\text{-}78 \text{ ng/g IG}$  i samma reningsverk vilket motsvarade  $16\text{-}45 \text{ ng/g TS}$  (Sellström 1999). Även i sediment har HBCD påträffats. I sediment från Viskan, som delvis är påverkat av textilindustrin, varierade halterna av HBCD från under detektionsgränsen och upp till  $1591 \text{ ng/g TS}$  (Sellström 1999). HBCD påvisades också i prov från sedimentfällor i Stockholm i halter om  $5.2\text{--}8.7 \text{ ng/g TS}$  (Broman D., ej publ.).

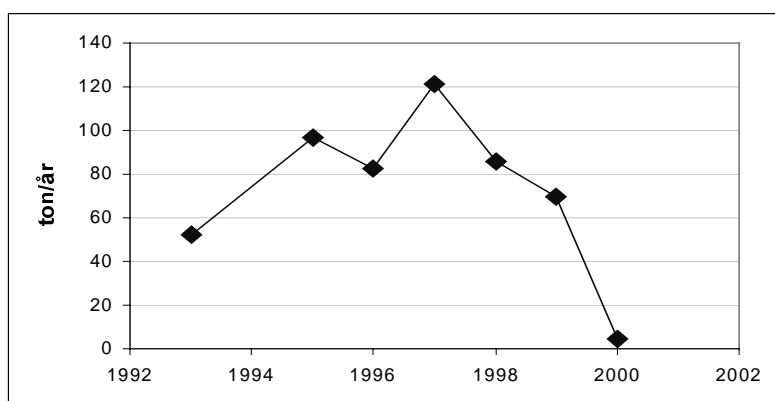


## 2 Användning av HBCD i Sverige

### 2.1 Förekomst och användning

Den totala användningen av HBCD i Västeuropa har för 1998 uppskattats till 8950 ton (DEPA, 1999) vilket kan jämföras med en total användning av bromerade flamskyddsmedel om ca 63 000 ton (DEPA, 1999). Även för 1999 uppger Bromine Science and Environmental Forum (Belgien) att konsumtionen av HBCD i Europa är 8900 ton, vilket utgör 56% av den globala konsumtionen av HBCD (Renner, 2000). För övriga bromerade flamskyddsmedel är den europeiska andelen betydligt lägre, runt 10-15 % (Renner, 2000).

HBCD produceras inte i Sverige. Tillförsel sker som kemikalie, i halvfabrikat samt i varor. Import som kemikalie och halvfabrikat (t.ex. komponent till plast) var relativt konstant under mitten av 1990-talet men minskade drastiskt 2000 (Figur 2). Det inbördes förhållandet mellan kemikalier och halvfabrikat är inte känt men i Danmark importeras ca 6-13 ton/år som komponent och inget som ren kemikalie (DEPA, 1999). Den HBCD som importeras till Sverige i form av kemikalie och halvfabrikat uppges framförallt användas till baskemikalieindustrin, byggplast, plastförpackningar, plastvaror och textilindustri. Till viss del exporteras även produkter innehållande HBCD (Produktregistret). I tabellerna 1 och 2 visas slutanvändningen av HBCD i Europa resp. Danmark. Omfattningen av import via varor är okänd men i det följande diskuteras användningen av HBCD inom olika material- och produktgrupper. Det bör betonas att användningen av bromerade flamskyddsmedel är under förändring till följd av den debatt de vållat. Vi har därför inte kunnat värdera hur allmängiltiga uppgifterna om förekomst av HBCD i varor är.



Figur 2. Svensk import av HBCD som kemikalie och halvfabrikat under 1990-talet (Källa: Produktregistret).

Tabell 1. Slutanvändning av HBCD i Europa, enligt KEMI (1999a).

Material	% av total volym	Mängd ton/år	Användningsområde	Varor (exempel)
EPS (skum), XPS	85	10 000	Isoleringsmaterial, "sandwich-konstruktioner"	Byggmaterial, förpackningsmaterial
Polymermatrix till bomull eller textilblandningar innehållande bomull	10	1 000	ytbeläggning på textilier (back coating)	stoppning, madrasser
HIPS	5	600	Elektroniska delar	Höljen till videoapparater

EPS; expanderad polystyren; HIPS; high-impact polystyren; PS; polystyren; XPS; extruderad polystyren.

Tabell 2. Förekomst av HBCD i konsumentprodukter i Danmark (DEPA, 1999).

Material	Mängder ton/år	Produkter
XPS	11-29	Isoleringskivor
EPS	0.5-2.7	
Textil, ev. plast	9.4-29	bilar, lastbilar och bussar
Textilier	2-9	Möbler, stoppning
HIPS	2-4	Eldistribution ("wiring of houses")
Totalt	25-74	

### 2.1.1 Plast

Plastindustrin är den dominerande användaren av HBCD och flamskyddsmedelindustrin uppger att 85% av all HBCD används till extruderad och expanderad polystyren (XPS, EPS; Tabell 1), dvs s.k. lättplaster. HBCD var tidigare det enda bromerade flamskyddsmedlet i lättplaster (KEMI, 1991) men enligt OECD (1994) kan även vissa andra bromerade ämnen förekomma. Förutom i XPS och EPS kan HBCD förekomma i high impact polystyren (HIPS), polypropylen (PP), ABS, polyuretan (PUR) samt eventuellt i polyeten (OECD, 1994; KEMI, 1999a). HIPS uppges svara för en liten del av HBCD-användningen (Tabell 1) och för övriga plaster är användningen av HBCD sannolikt ovanlig i Europa (KEMI, 1999a). Rapporterade halter av HBCD i olika plaster framgår av Tabell 3.

Polyuretan (PUR) kan innehålla HBCD men även ickebromerade flamskyddsmedel (Hardy, 1997). Svensktillverkad PUR uppges inte innehålla bromerade flamskyddsmedel (informationsblad från Plast- och Kemibranscherna).

I början av 1990-talet producerades ca 7000 ton EPS i Sverige, av vilket 43% användes till byggnadsmaterial, 43% till förpackningsmaterial och 14% till konstruktionsmaterial (Schultz, 1994). Då lättplaster såsom EPS är mycket skrymmande är det möjligt att import av EPS är ringa och saknar betydelse för tillförseln av HBCD till Sverige. Undantag kan vara förpackningsmaterial till exempelvis elektronik samt s.k. förpackningschips.

Uppgifter om den totala svenska produktionen av XPS-plast har ej återfunnits men vid Dows anläggning i Norrköping tillverkades 211 000 m<sup>3</sup> styrofoam under år 2000. Med en densitet om ca 30 kg/m<sup>3</sup> motsvarar det ca 6500 ton/år, vilket får anses vara ett undre mått på den svenska XPS-produktionen.

Tabell 3. Förekomst av HBCD i olika plastmaterial.

Användningsområde	Frekvens <sup>1</sup>	Halt, %	Referens
EPS Allmänt	3% av svensk EPS <sup>2</sup>	<1-4 0.5	KEMI 5/91, 3/94 plast&kemibr. infoblod
EPS, Byggbranschen, Europa		0.5-1	DEPA, 1999
XPS, Byggbranschen, Europa	100% <sup>1</sup>	1-2 (0.5)	DEPA, 1999 (KEMI, 1991)
PP		4	KEMI, 1999a
HIPS, videoapparater m.m.		1-7	KEMI, 1999a
ABS		?	

<sup>1</sup> Andel av respektive plast som innehåller HBCD.

I Danmark är XPS generellt flamskyddad med HBCD, medan EPS bara är det när speciella krav på brandskydd föreligger (DEPA, 1999). I Sverige har användningen av HBCD i EPS-plast minskat under senare år och för närvarande (år 2000) är ca 3% av all EPS flamskyddad (B. Jedler, pers. komm.). XPS-plast uppges alltid varit flamskyddad tidigare (B. Jedler, pers. komm.) men åtminstone inom svenska Dows produktion av XPS minskade användningen av HBCD dramatiskt under år 1999 (B. Overton, pers. komm.). HBCD-innehållande EPS används bl.a. till isoleringsskivor, bilbarnstolar och vissa förpackningsmaterial. Isoleringsskivorna används bl.a. inom väg- och byggbranschen för att minska frostsador. Enligt APME (Association for Plastic Manufacturers in Europe) är HBCD i dagsläget det enda alternativet vid flamskydd av EPS. Dock uppger Älvsborgs (V. Götaland) länsstyrelse att svensk EPS är flamskyddad

<sup>2</sup> Bo Jedler, pers. komm.

med bromoxid och används vid tilläggsisolering av fasader och tak (Älvsborgs Länsstyrelse, 1997). Svensktillverkad förpacknings-EPS uppges inte innehålla HBCD.

XPS används också som isoleringsskivor och ger högre tryckhållfasthet än EPS. Dows XPS-produkter tillverkas i olika varianter för att motsvara olika krav på belastningstålighet, och används i t.ex. vissa bostadshus och industriprojekt. Deras användning av HBCD är numera begränsad till ca två veckor per år (efter hösten 1999).

I tabell 4 presenteras en uppskattning av årlig användning av HBCD till EPS- och XPS-plast.

Tabell 4. Uppskattad mängd HBCD vid svensk plasttillverkning under 1990-talet.

Plast	Halt HBCD	Frekvens <sup>1</sup>	Svensk produktion (ton/år)	Mängd HBCD (ton/år)
XPS (före 1999)	0.5-2%	100%	6500 <sup>2</sup>	32-130
XPS (efter 1999)	0.5-2%	ca 4%	6500 <sup>2</sup>	1.3-5.2
EPS	0.5-1%	3%	7000 <sup>3</sup>	1-2

<sup>1</sup> Andel av respektive plast som innehåller HBCD; <sup>2</sup> se ovan; <sup>3</sup> Schultz (1994)

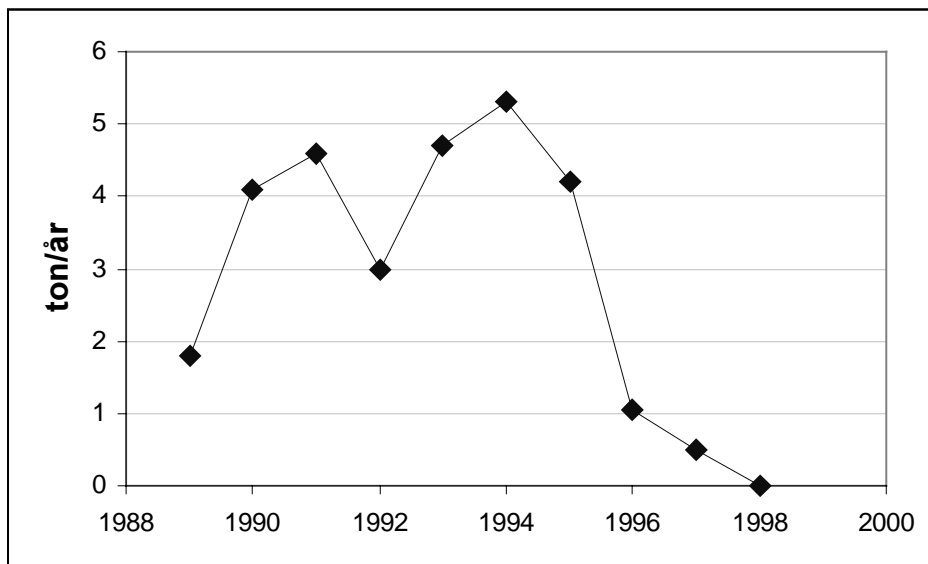
### 2.1.2 Textilier och möbler

Inom textilbranschen har trenden varit att byta aromatiska bromerade flamskyddsmedel, t.ex. PBDE, mot alifatiska såsom HBCD (DEPA, 1999). Enligt DEPA (1999) är HBCD det vanligaste flamskyddsmedlet i textilier. Den svenska konsumtionen av HBCD inom textilproduktion har huvudsakligen skett i trakten kring Borås. Kring 1990 uppmanade Älvsborgs Länsstyrelse textilindustrin att minska användningen av DeBDE, varefter industrin på eget initiativ övergick till HBCD (Figur 3). Efter 1995 minskade även användningen av HBCD snabbt och numera anses bromerade flamskyddsmedel inte längre användas inom svensk textilindustri (S. Hansson, pers. komm.).

Även om HBCD inte används längre inom svensk textilindustri så är textilier i Sverige till 80-90% importerade (KEMI, 1997). National Academy of Sciences i USA har nyligen utvärderat vilka flamskyddsmedel som kan användas i möbeltextilier med minimal risk för hälsoeffekter (pressmeddelande från 2000-04-27), och HBCD befanns acceptabel. Bromerade flamskyddsmedel bstryks på textilier vilket gör dem lite stela. HBCD används därför inte främst i kläder utan i textilier för möbler och inredningar.

Exempel på importerade textilprodukter som kan innehålla HBCD är stoppade möbler, sängmadrasser, rullgardiner och bilklädsel (KEMI, 1999a). HBCD förefaller vara det vanligaste bromerade flamskyddsmedlet i bilklädsel, även om flera bilindustrier uppper

att de fasat ut bromerade flamskyddsmedel (DEPA, 1999). Enligt uppgift används HBCD fortfarande inom svensk bilindustri.



Figur 3. Total konsumtion av HBCD inom svensk textilindustri (data: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, f.d. Älvsborgs län).

### 2.1.3 Gummi

DEPA (1999) menar att gummi oftast flamskyddas med klorerade föreningar men att även bromerade föreningar kan förekomma. De lyckas dock inte verifiera detta antagande.

### 2.1.4 Trä

Uppgifter om eventuell användning av HBCD i träbaserade produkter saknas (DEPA, 1999; KEMI, 1999a).

### 2.1.5 Elektronik

Enligt flera källor används HBCD inte i elektronik (KEMI 1991; DEPA, 1999; Hedemalm et al. 1995). Mindre mängder kan dock ingå i t.ex. HIPS-plast i elektronikprodukter som har lägre brandskydds krav, t.ex. i höljet till videoapparater (KEMI, 1999a). I en studie av flamskyddsmedel i inomhusstoff påträffades dock de absolut högsta halterna av HBCD i lokalerna hos en datorförsäljare (Santillo et al., 2001). Det finns därför skäl att ifrågasätta om de huvudsakligen äldre uppgifterna om att HBCD inte förekommer i elektronik fortfarande är giltiga.

## 2.2 Återvinning

Ingen systematisk insamling av XPS sker i Sverige (B. Jedler, pers. komm.). EPS återvinns dock på flera håll i Europa (KEMI, 1999a) och i Sverige genom Svensk EPS Återvinning AB. EPS som isoleringsmaterial har en uppskattad livslängd på 30 år (KEMI, 1991) vilket torde göra ett insamlingssystem mer svårhanterat. Olika metoder för materialåtervinning har prövats men ofta har det befunnits svårt att få verksamheten lönsam (Schultz, 1994).

HBCD-innehållande EPS-plast är inte särskilt märkt och torde därför inte särskiljas från HBCD-fri EPS vid återvinning. Materialåtervinning kan ske enligt flera principer (Schultz, 1994). Plasten kan rivs och därefter användas till bl.a. skumbetong eller tegel. Skumbetong har dock fått mycket liten efterfrågan (B. Jedler, pers. komm.). Vid tillverkning av tegel förgasas plasten och lämnar hålrum i teglet. Riven EPS-plast kan även användas till isolering, dränering och jordförbättringsmedel. EPS-plast kan även smältas om till nya polystyrengranulat varvid volymen kraftigt reduceras. Dessa granulat kan användas till ny EPS eller till produkter i PS.

Vid elektronikåtervinning, t.ex. vid Stena Technoworld, särskiljs Br-haltig plast som sänds till avfallsförbränning. I den mån HBCD förekommer i elektronik torde denna HBCD alltså inte upplagras i avfallsled och inte heller återanvändas i nya varor.

## 2.3 Emission

Experimentellt verifierade uppgifter om emission av HBCD under dess livscykel saknas (KEMI, 1999a). Till följd av HBCDs låga ångtryck är emission till luft troligen mest betydande vid förhöjda temperaturer eller vid processer som genererar HBCD-haltigt stoft. Vid ca 230°C bryts dock HBCD ned. I tabell 5 markeras potentiella emissionskällor och dessa diskuteras i de efterföljande kapitlen.

Tabell 5. Potentiella emissionskällor för olika produkter innehållande HBCD, för svenska förhållanden. E - emission kan inte uteslutas; O - emission osannolik. De led som inte är relevanta är gråmarkerade.

	Tillverkning	Användning	Återvinning	Deponering	Kontrollerad förbränning
XPS isoleringsskivor	E	E		E	O
EPS förpackningar (endast importerade kvalitéer har HBCD)		E	E	E	O
Importerade textilier		E			O

### 2.3.1 Emission under tillverkning

XPS tillverkas vid åtminstone fyra industrier i Norden (KEMI, 1999a). Produktionen av Styrofoam vid Dow i Norrköping är sannolikt en av de mer betydande. Användningen av HBCD vid Dow har dock minskat markant under senare år, och företaget uppger numera att HBCD endast används ca två veckor per år, då material för export tillverkas (B. Overton, pers komm.). Dow uppger att de har slutna processer där inget processvatten uppstår. Emission till luft är dock tänkbar bl.a. från produktionshallen, dels i form av små plastfragment och eventuellt även som gas.

### 2.3.2 Emission under användning

HBCD används som additiv, dvs är inte molekylärt bundet i matrisen. Liksom har konstaterats för andra bromerade flamskyddsmedel (t.ex. Sjödin et al., 2001) sker sannolikt en diffus spridning i användningsled. Diffus spridning från konsumentprodukter kan förväntas vara störst i urbana miljöer.

Tvätterier som hanterar textilier för vilka krav på brandskydd råder är också en tänkbar punktkälla. Det skulle kunna vara försvarets tvätterier eller tvätterier som hanterar textilier från vissa offentliga miljöer såsom sjukvården. Det är även tänkbart med tvätterier som hanterar importerade textilier.

Spridning från isoleringsskivor av EPS/XPS kan inte uteslutas men är troligen mycket diffus. Det uppges att XPS bland annat används vid viss konstruktion av vägar, då problem med markens bärighet råder. Detta är inte vanligt och plasten överlagras då av fuktspärr och betong och man lägger stor vikt vid att undvika dränvatten vid plasten (Per-Åke Lind Vägverket, pers. komm.). Emission från vissa vägavsnitt kan alltså utgöra en diffus spridningskälla som p.g.a. av ovanstående dock är svår att verifiera och kvantifiera.

### 2.3.3 Emission i avfallsled

I avfallsled kan produkter innehållande HBCD antingen deponeras, återvinnas eller förbrännas. Den relativa betydelsen av dessa alternativ är inte känd enligt KEMI (1999a). I Danmark antas det dock att 90% av flamskyddade byggmaterial, textilier och möbler förbränns och att 10% deponeras (DEPA, 1999). DEPA (1999) uppskattar att dessa varugrupper samt fordon innehåller störst mängder HBCD i avfallsled.

#### 2.3.3.1 Återvinning av EPS och XPS

Vid användning av cellplast inom tegelproduktion kan HBCD antingen brytas ned i ugnen eller förgasas. Vilket som dominerar beror bl.a. på hur snabbt temperaturen

stiger, och emission till luft kan inte uteslutas. Tillverkning av skumbetong förefaller inte ske vid förhöjda temperaturer och förångning av HBCD torde därför inte vara omfattande. Materialåtervinning av EPS eller XPS som innebär att plasten smälts skulle kunna leda till emission av HBCD. Ingen svensk återvinning av XPS är känd. Insamlad förpacknings-EPS smälts bl.a. vid SCA Packaging i Värnamo. Svensktillverkad förpacknings-EPS innehåller inte HBCD (kap. 3.2) men det kan inte uteslutas att importerad förpacknings-EPS gör det.

### **2.3.3.2 Förbränning**

Vid väl fungerande avfallsförbränning destrueras HBCD fullständigt eftersom ämnet bryts ned vid ca 230°C ( KEMI, 1999a).

### **2.3.3.3 Deponering**

Deponering av byggavfall utgör en potentiell spridningskälla av HBCD till luft och vatten.

## **2.4 Slutsatser om användning**

HBCDs huvudsakliga användningsområden tyder på att spridning till stora delar sker diffust under användning (Figur 4). Några potentiella punktkällor kan dock identifieras:

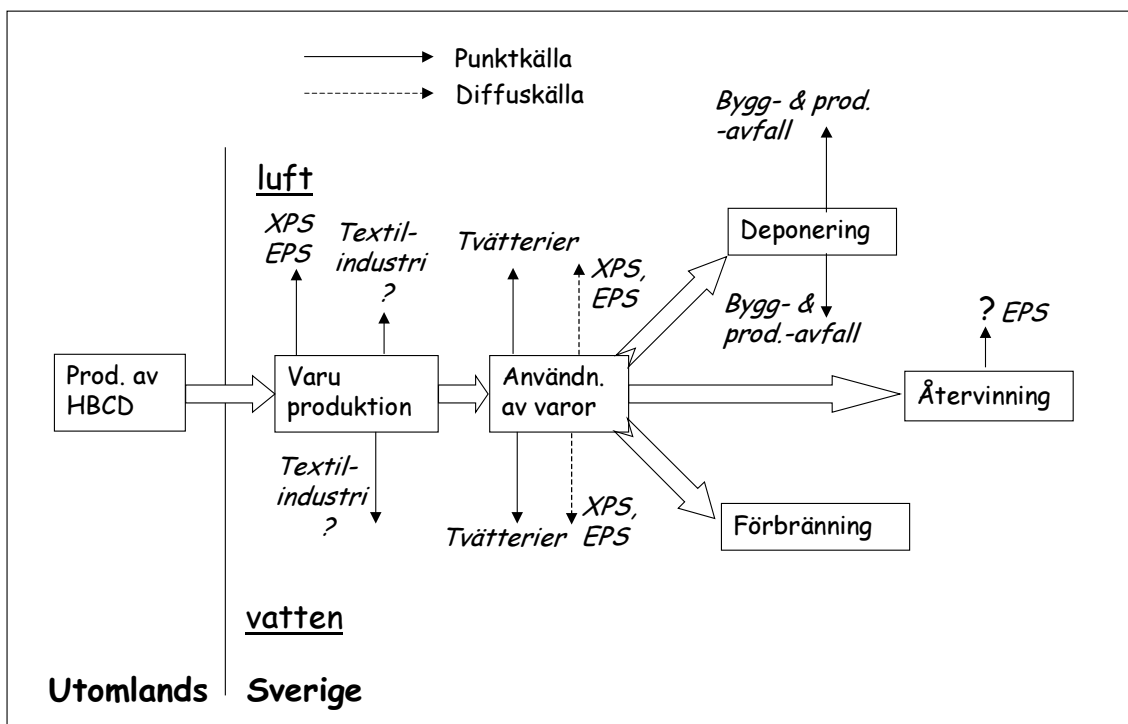
**Varuproduktion** - Dow i Norrköping tillverkar XPS (Styrofoam) och under några få veckor per år används HBCD. Vid textilindustrin i Borås kan man tänka sig att HBCD sprids via importerade textilier, trots att den inhemska användningen upphört.

**Användning** - Vissa tvätterier där flamskyddade textilier hanteras. Möjligen sprids HBCD även från cellplaster i vägar och byggnader.

**Återvinning** - Omsmältning av EPS vid t.ex. SCA Packaging. Det är dock tveksamt om denna typ av EPS verkligen innehåller HBCD.

**Deponier** – Deponering av byggavfall innehållande HBCD.





Figur 4. Tänkbara emissionvägar för HBCD i Sverige.

### 3 Provtagningsstrategi

Provtagningslokaler och lämpliga provmedia valdes ut för att representera de olika kategorierna punktkällor, urban miljö, långdistanstransport i atmosfären, human exponering och tillståndet långt från källorna. Punktkällor har valts utifrån kapitel 2.

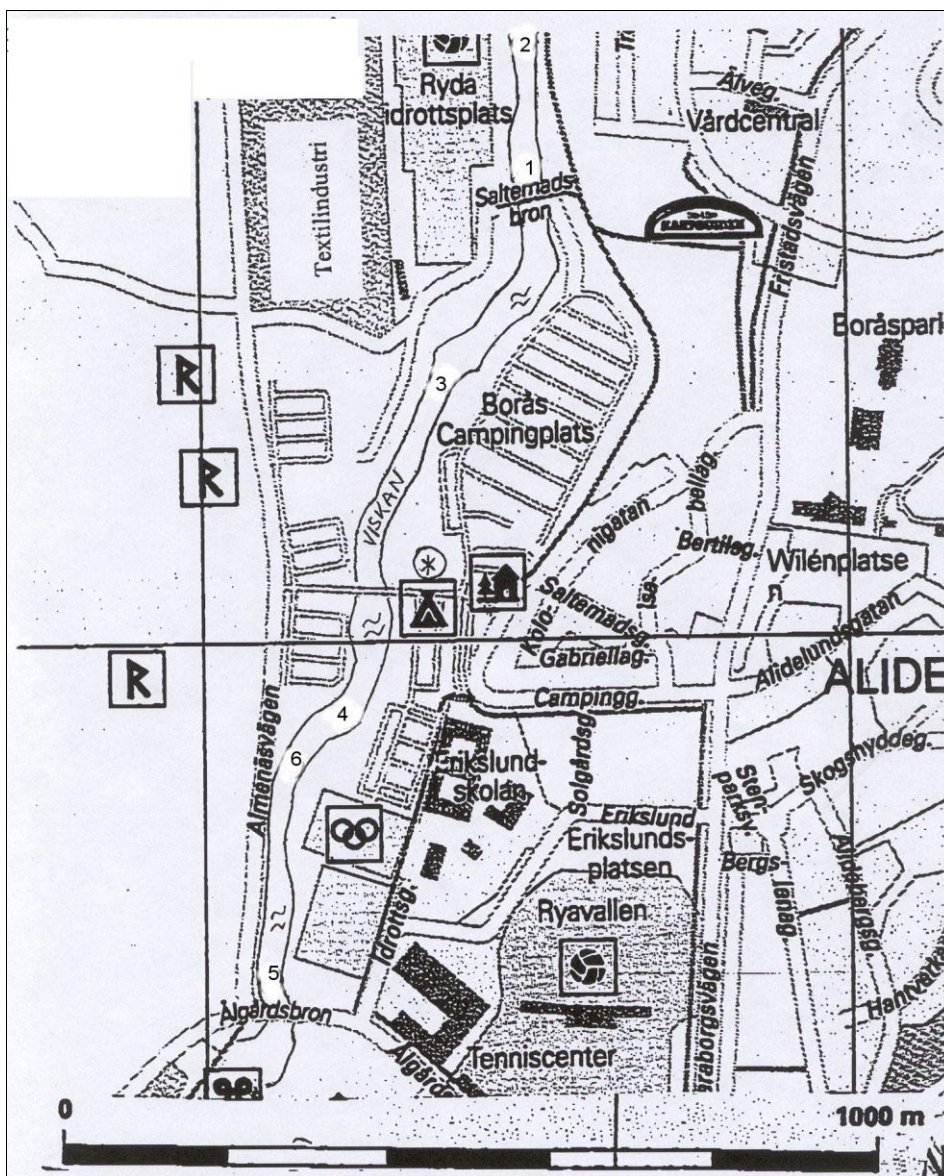
#### 3.1 Punktkällor

Tillverkning av extruderad polystyren, XPS, är en möjlig punktkälla. Dow Svenska AB uppgav att XPS som flamskyddas med HBCD tillverkas i företagets fabrik i Norrköping under ca 2 veckor per år. Luftprov togs nära fabriken ventil för utgående luft när denna produktion pågick. Markprover togs i olika riktningar, 300-700 m från fabriken, för att få en uppfattning om belastningen i ett längre tidsperspektiv.

XPS används i isoleringsplattor för byggändamål och HBCD kan tänkas emitteras från byggavfall. Vid SÖRABs (Söderhalls Renhållningsverk AB) avfallsanläggning i Löt, Vallentuna, deponeras byggavfall i separata celler. Luftprov togs vid en sådan cell. Dessutom provtogs lakvatten genom en brunn och sediment från sedimenteringsdammen för detta vatten.

Svensk textilindustri har under en period använt HBCD. För att belysa pågående och tidigare emission togs prover i och omkring Borås och Viskan. Luftprov togs nära industriområdet mellan Almenäsvägen och Ryda idrottsplats där bl a Borås Wäfveri AB har verksamhet. Sedimentprover togs på sex punkter fördelade över ca 1200 m av Viskans lopp i närheten av detta område (se figur 5). Fisk från Öresjön och Guttasjön i Viskans vattensystem upp- respektive nedströms Borås erhöles från Tomas Österlund, Viskans Vattenvårdsförbund.

Tvätt av HBCD-innehållande textilier kan vara en spridningsväg till miljön. Processvattenprov erhöles från tvätteriet Simonsen Sverige AB, Rimbo. Tvätteriet har bl a landsting och försvaret som kunder. Slam från Rimbo reningsverk, till vilket tvätteriets processvatten leds, tillhandahölls av Lars Dahlquist.



Figur 5. Karta över provtagningslokaler för luft (\*) och sediment, station 1-6, i Borås.

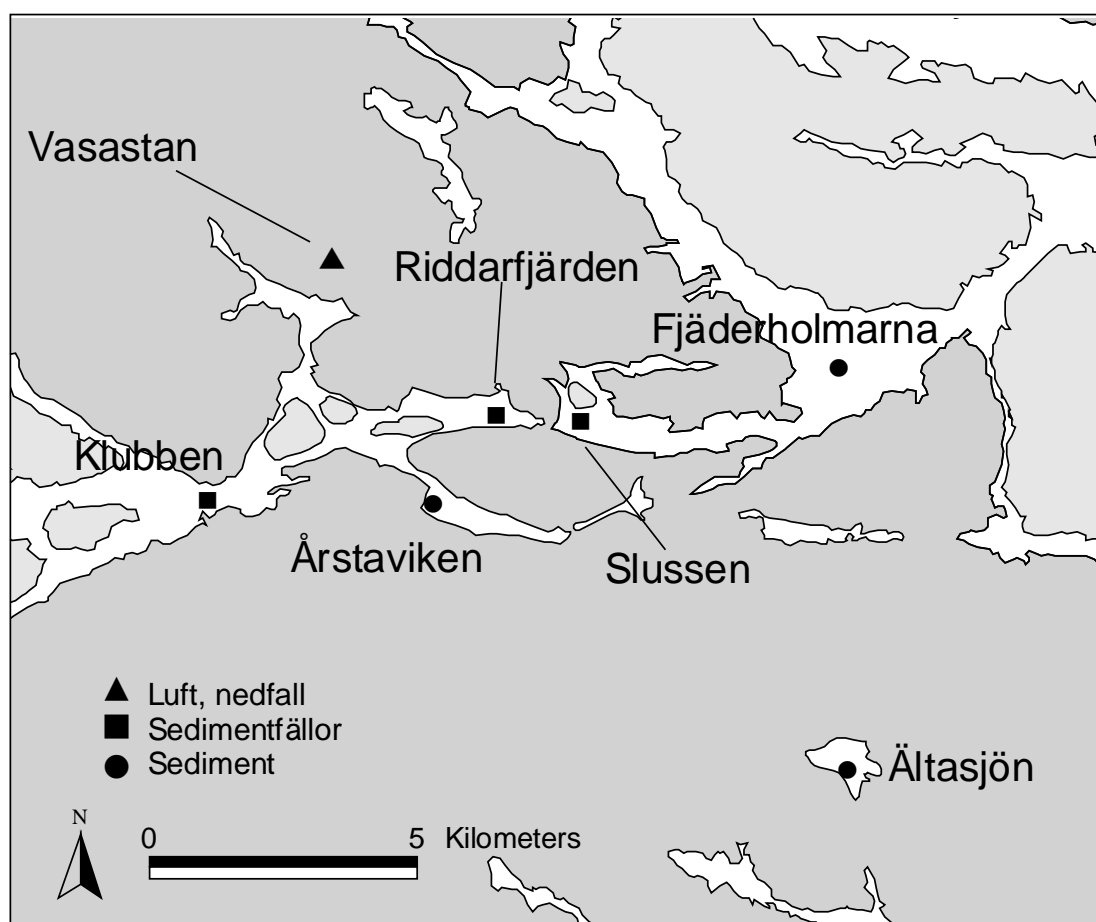
### 3.2 Urban miljö

Stockholm utvaldes att representera den urbana miljön. Luftprov uttogs sommartid på skolgården N:a Latin, N:a Bantorget. Stationen ingår i IVLs Urbanmätnät. Samtidigt insamlades depositionsprov på innergården Hudiksvallsgatan 3, Vasastaden. Platsen ligger i tät innerstadsmiljö med kontor, verkstäder och småindustri. Nybyggnad av ett

större kontorshus pågick i angränsande kvarter. Vintertid togs både luft- och depositionsprov på Hudiksvallsgatan 3.

Ytskikt och ett djupare skikt från tidigare tagna sediment från Årstaviken, Fjäderholmarna och Ältasjön analyserades. Närmare positioner ges i Appendix 1. Material från sedimentfällor vid tre positioner i Stockholm erhöles från Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM). Stationernas positioner framgår av Fig 6.

Slam från de tre stora reningsverken i Stockholm levererades av Stefan Remberger, Stockholm Vatten.

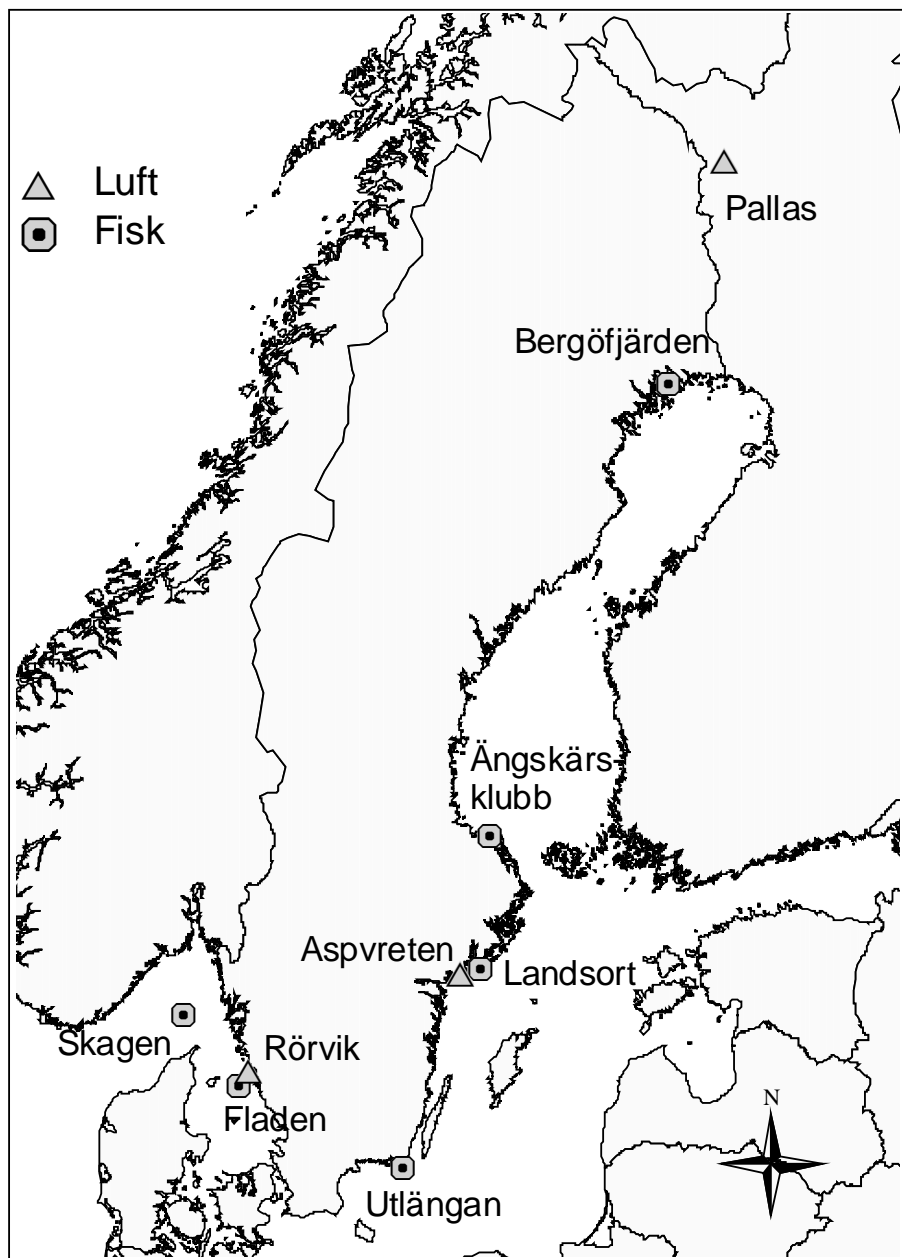


Figur 6. Karta över provtagningslokaler för urban miljö (Stockholm).

### 3.3 Långdistanstransport

Luft och depositionsprover insamlades på tre bakgrundsstationer: Pallas, Aspvreten och Rörvik. Dessa stationer används inom det nationella miljöövervakningsprogrammet för

luft och är s.k. EMEP- alternativt AMAP stationer. Organiska miljögifter såsom PAH och PCB mäts rutinmässigt vid dessa stationer. Stationernas lägen framgår av Figur 7.



Figur 7. Karta över provtagningslokaler för kategorierna Långdistanstransport och Tillståndet långt från källorna.

### 3.4 Human exponering

Ett antal olika typlivsmedel valdes ut av Livsmedelsverket, Uppsala, utifrån deras Matkorgsundersökningar. Detaljer ges i appendix 1. Proven är samlingsprov.

### 3.5 Tillståndet långt från källorna

Muskelprov på sill och strömming från lokaler i det nationella miljöövervakningsnätet (se Figur 7) erhöles från Naturhistoriska Riksmuseet. Detaljer ges i appendix 1.

### 3.6 Sammanfattning

I tabell 6 sammanfattas de olika provkategorierna, lokaltyperna och de valda lokalerna. I tabell 7 ges en översikt över antalet uttagna prov från olika lokaler och provmedier. Samtliga prover listas i Appendix 1.

Tabell 6 Valda lokaler utifrån de lokaltyper som pekats ut för varje miljökategori.

<b>Kategori</b>	<b>Lokaltyp</b>	<b>Vald lokal</b>
<b>Punktkällor</b>	Tillverkning av flamskyddat isoleringsmaterial	Dow Svenska AB, Norrköping
	Deponi för byggavfall	Löt avfallsanläggning, Vallentuna
	Textilindustri	Ryda industriområde, Borås
	Tvätt av textilier	Simonsen Sverige AB, Rimbo, samt Rimbo reningsverk
<b>Urban miljö</b>	Innerstad	N:a Latin skolgård och Hudiksvallsgatan 3, innergård, Stockholm
	Sjösediment	Årstaviken och Fjäderholmarna, Stockholm Ältasjön, S Stockholm
	Sedimentfällor	Riddarfjärden, Klubben och Slussen, Stockholm
	Reningsverk	Loudden, Bromma och Henriksdal, Stockholm
<b>Långdistans-transport</b>	Lokal 1	Pallas, N:a Finland
	Lokal 2	Aspvreten
	Lokal 3	Rörvik
<b>Human exponering</b>	Livsmedel	Typlivsmedel från Livsmedelsverket
<b>Långt från källorna</b>	Fisk	Strömming och sill, Östersjön

Tabell 7. Specificering av antal prov i varje medium vid respektive lokal.

<b>Kategori</b>	<b>Lokaltyp</b>	<b>Luft</b>	<b>Depo- sition</b>	<b>Mark</b>	<b>Vatten</b>	<b>Slam</b>	<b>Sedi- ment</b>	<b>Fisk</b>	<b>Livs- medel</b>	<b>Sum- ma</b>
<b>Punktkällor</b>	Tillverkning av flamskyddad cellplast	1		3						4
	Deponi för byggavfall	2			2		2			6
	Textilindustri	2					6	4		12
	Tvätt av textilier				1	2				3
	Summa	5		3	3	2	8	4		25
<b>Urban miljö</b>	Innerstad	2	2							4
	Sjösediment						3 sed, 2 nivåer			6
	Sedimentfällor						3			3
	Reningsverk					4				4
	Summa	2	2			4	9			17
<b>Långdistans-transport</b>	Rörvik	2	2							4
	Aspvreten	2								2
	Pallas	2	2							4
	Summa	6	4							10
<b>Human exponering</b>	Livsmedel							10		10
<b>Långt från källorna</b>	Fisk							6		6
<b>Totalsumma</b>		<b>13</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>17</b>	<b>10</b>	<b>10</b>	<b>68</b>

## 4 Metodik

### 4.1 Provtagning

#### 4.1.1 Luft

Vid luftprovtagningen av HBCD vid bakgrundstationerna, Rörvik, Pallas och Aspvreten, utnyttjades en högvolymsprovtagare, HVS. Provtagaren var försedd med ett glasfiberfilter för uppsamling av partikelfasen och en kassett med en adsorbent av polyuretanskum (puf), för provtagning av gasfasen. Flödet under provtagningen var ca 20 m<sup>3</sup>/h. Denna typ av provtagare används för provtagning av POP inom det nationella miljöövervakningsprogrammet.

HBCD i luft vid källorna och i den urbana miljön provtogs med en lågvolymsprovtagare (LVS), vilken också var försedd med puf-pluggar och glasfiberfilter. Flödet under provtagningen var cirka 1 m<sup>3</sup>/h.

#### 4.1.2 Deposition

Deposition av HBCD provtogs med en s.k. bulkprovtagare, med vilken både torr- och våtdeposition uppsamlas. Provtagaren, som var öppen mot atmosfären under hela provtagningstiden, består av en 1 m<sup>2</sup> teflonbelagd yta med 10 cm höga kanter och är svagt lutande mot centrum där en adsorbent av polyuretanskum är monterad. Det stoft som deponerats på ytan avsköljs efter provtagningen med etanol och ytan torkas därefter med ett glasfiberfilter. Depositionsproven består således av både partikelbunden HBCD som deponerats på provtagningsytan och av HBCD som adsorberats på PUF-pluggarna. Denna typ av provtagare används för provtagning av POP i deposition inom det nationella miljöövervakningsprogrammet.

#### 4.1.3 Övriga prov

De översta 3 cm av mark insamlades från låga moränrygggar och lades i glasburkar vilka förvarades i frys.

Lakvattenprover insamlades med Ruttnerhämtare ur en lakvattenbrunn. Provvolymen var ca 1l.

Ytsediment, 0-2 cm, provtogs med en hämtare av kajaktyp. Proven förvarades i glasburk i frys. I studien användes även sediment från Stockholmsregionen som insamlades 1997. Dessa prov har förvarats mörkt i kylrum. Material från sedimentfällor erhöles från Dag Broman, Institutet för Tillämpad Miljöforskning (ITM).



Muskelprov på fisk från Boråsområdet erhöles från ett provfiske och preparerades av SGAB Analytica, Luleå. Muskelprov på sill och strömming från lokaler i det nationella miljöövervakningsnätet (se Fig 7) erhöles från Miljöprovbanken vid Naturhistoriska Riksmuseet. Samtliga prov var samlingsprov (se appendix).

Homogeniserade blandprov från olika typlivsmedel, främst fettfraktioner, erhöles från Livsmedelsverket, Uppsala, Ingalill Gadhasson.

## **4.2 Analys**

### **4.2.1 Extraktion**

#### **4.2.1.1 Luftprover**

Filter och PUF Soxhletextraherades med aceton efter tillsats av utbytesstandard ( $\epsilon$ -HCH). Extraktorn skyddades mot dagsljus med hjälp av aluminiumfolie. Extraktions-tiden var  $24 \pm 2$  timmar eller ca. 50-100 cykler. För att reducera extraktets volym destillerades huvuddelen av acetonet av i slutfasen av extraktionen. Acetonextraktet späddes med vatten och extraherades två gånger med pentan. Pentanfasen torkades med natriumsulfat och indunstades till nära torrhet med hjälp av kvävgas.

#### **4.2.1.2 Vattenprov**

Vattenprov (1000 ml) spikades med utbytesstandard ( $\epsilon$ -HCH), och extraherades två gånger med pentan.

#### **4.2.1.3 Sediment, slam och jordprover**

Proven (10-20 g, f.v.) extraherades i Soxhletapparat med aceton och upparbetades på samma vis som luftprov. Vid extraktionsstart tillsattes utbytesstandard ( $\epsilon$ -HCH). Provens torrviikt bestämdes genom vägning före och efter torkning vid  $105^{\circ}\text{C}$  i 24 timmar.

#### **4.2.1.4 Biologiska prover**

För analys av fiskprover vägdes 10-20 g (f.v.) in och spikades med utbytesstandard ( $\epsilon$ -HCH) samt finfördelades i aceton med hjälp av en Ultra Turrax. Vid analys av fettvävnad från gris, får, nötboskap etc. vägdes ca. 1 g prov in och extraherades på samma vis som fiskproverna.

Proven extraherades först med aceton i ultraljudbad och därefter på skakbord. Extraktionen upprepades två gånger som ovan men med en blandning av MTBE och hexan. Den kombinerade organfasen skakades med en tvättlösning (0,2 M NaCl och 0,1 M H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>). Tvättlösningen extraherades med ytterligare hexan (10 ml) som slogs ihop med hexan/MTBE-extraktet och indunstades. Fettvikten bestämdes genom vägning av indunstningsåterstoden. Mängden lipider i de biologiska extrakten reducerades med 75-99% genom fördelningsextraktion med acetonitril / hexan.

#### **4.2.2 Fraktionering och upprening av extrakten före GC-analys**

Samtliga prover genomgick upprening i minst två steg. Steg ett bestod i att extrakten skakades två gånger med konc. svavelsyra. Extraktet fraktionerades därefter på en kiselgelkolonn. I vissa fall krävdes ytterligare upprening för att säkerställa god kvantifiering. I dessa fall kromatograferades HBCD-fraktionen på en sur aluminiumoxidkolonn. Före analys på GC tillsattes injektionsstandard (oktacklorernaftalen).

#### **4.2.3 Instrument**

För analys av HBCD användes HP 5890 A GC med EC-detektor (300°C) och autoinjektor HP 7673 A. I injektorporten användes en DT-liner för att minska analytens kontakt med metallytor. Injektortemperaturen var 270°C och make-up gas var N<sub>2</sub> (30 ml/min). Purge-time var 1 min (30 ml/min). Kolonnen var en DB-5 (J&W), 30 m 0,25 mm ID med 0,25 µm fas. Trycket över kolonnen var 20 psig. Temperaturprogrameringen startade isotermt i en minut vid 45°C, därefter höjdes temperaturen med 15°C/min till 200°C och slutligen med 5°C/min till 300°C som hölls isotermt i 5 min.

#### **4.2.4 Verifiering med GC-MS**

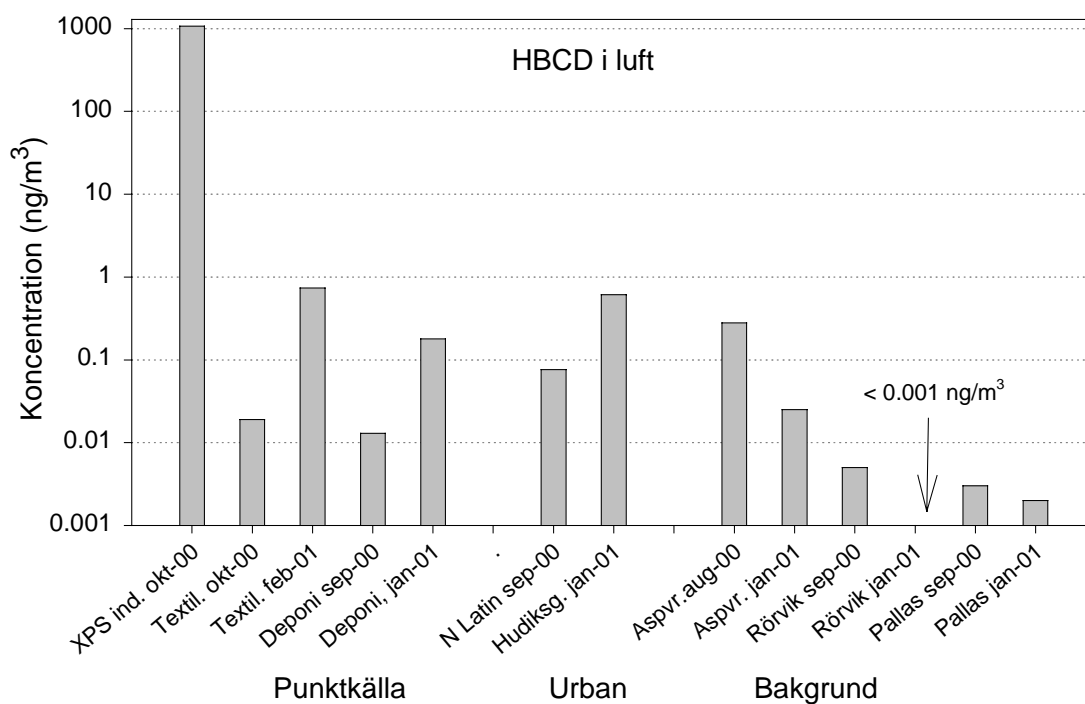
Identiteten hos HBCD verifierades i prov MR2122 (luftprov Dow) genom analys med GC-MS. Gaskromatograf HP5890, splitless injektor 260°C, kolonn CP-Sil8CB (Varian) 10 m × 0,15 mm, filmtjocklek 0,12 µm. Temperaturprogram 80°C i 2 min, 25°C/min till 240°C, 240°C i 5 min, 5°C/min till 295°C, 295°C i 5 min. Masspektrometer VG Trio2, EI+, full scan 45-650 m/e. Scanintervall 0,7 s.

## 5 Resultat

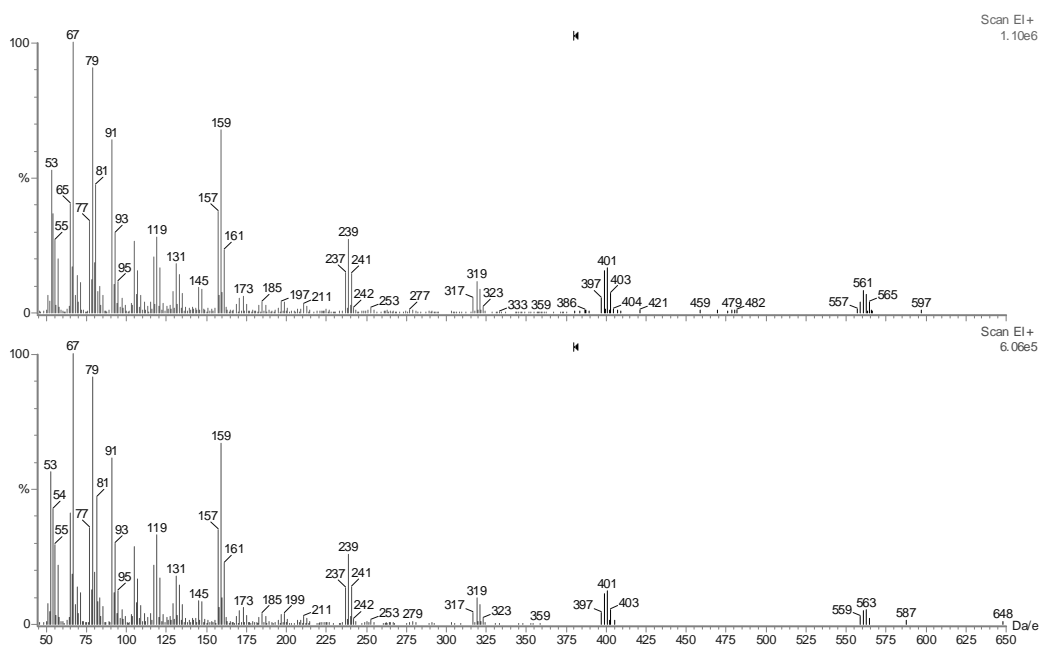
Nedan följer en redogörelse för uppmätta halter av HBCD, uppdelat på medierna luft, vatten, mark, sediment, slam, fisk och livsmedel. En detaljerad beskrivning av samtliga prover och provlokaler återfinns i Appendix 1.

### 5.1 Luft och deposition

Uppmätta koncentrationer av HBCD i luft vid olika punktkällor, i urban miljö samt i bakgrundsområden visas i Figur 8. Vid de potentiella punktkällorna varierade HBCD-halten mellan  $0.013 \text{ ng/m}^3$  och  $1070 \text{ ng/m}^3$ , med högst halt uppmätt precis utanför XPS-industrins ventilationsfläkt. Sannolikt är halten vid denna punkt lägre under andra perioder, då HBCD bara används under en kort period på året. Identiteten av HBCD i detta prov verifierades med GC-MS (Figur 9).



Figur 8. Koncentration HBCD i luft vid potentiella punktkällor, urban luft samt bakgrundsluft. Observera att y-axeln är logaritmerad.



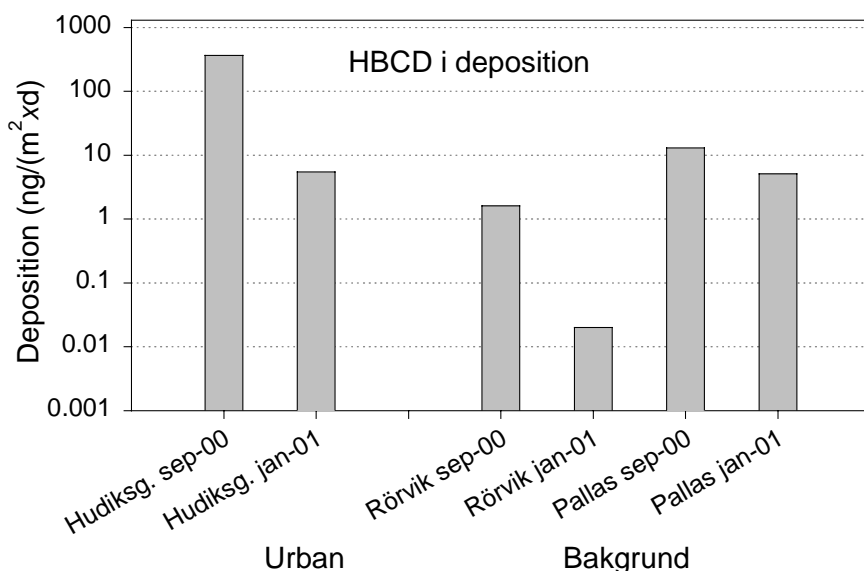
Figur 9. Massfragmentogram av HBCD (underst) och av motsvarande topp i kromatogram från luftprov, Dow (överst). Massområdet är m/e 45-650. Signalen är multiplicerad med 10 i området m/e 380-650.

Vid de två andra potentiella punktkällorna, textilindustrin samt deponin, var halterna betydligt högre under vinterhalvåret jämfört med sommarhalvåret. Jämfört med den urbana miljön var halterna vid textilindustrin och deponin lägre under sommarhalvåret men i samma storleksordning under vintern. Även i urban miljö var halten högre på vinterhalvåret än på sommarhalvåret. Det skall dock noteras att de urbana luftproven inte togs vid samma lokal vid de båda tillfällena.

I bakgrundsluft var halterna systematiskt lägre under vinterhalvåret än under sommarhalvåret, även om skillnaden mellan de två proven från Pallas inte kan sägas vara signifikant. För att med säkerhet avgöra årstidstrender krävs fler prov. Halterna vid Pallas och Rörvik var i nivå med vad som erhallits vid tidigare mätningar i bakgrundsområden, Hoburgen och Ammarnäs, där 0.005-0.006 ng/m<sup>3</sup> uppmättes (Bergander et al., 1995). I Aspvreten var halterna tydligt förhöjda jämfört med de två andra bakgrundsstationerna, och nästan i nivå med de halter som uppmättes i urban miljö.

Deposition av HBCD i urban miljö (Hudiksvallsgatan) uppmättes till 370 ng/(m<sup>2</sup>×d) vid första mättillfället och till 5.5 ng/(m<sup>2</sup>×d) under andra mätperioden (Figur 10). Depositionen av HBCD var alltså nästan 70 högre under det första tillfället trots att nederbörden var likartad, 32 mm respektive 25 mm, vid de båda provtagningsperioderna. Byggverksamhet förekom i närheten av provtagningsplatsen under första

provtagningstillfället vilket sannolikt gav en högre partikelhalt i luften av byggdamm. Eftersom HBCD används i vissa byggmaterial (kapitel 2) och dessutom p.g.a. sitt låga ångtryck kan förväntas uppträda i partikelbunden form, skulle detta damm kunna bidra till den större depositionen av HBCD.



Figur 10. Depositionsflöden av HBCD i Stockholm samt i bakgrundsområden. Observera den logariterade y-skalan.

De mätningar av semivolatila persistenta organiska ämnen, vilka idag bedrivs inom den nationella miljöövervakningen, har visat att partikeldeposition i samband med nederbörd är en betydande depositionsprocess (Brorström-Lundén 1995). HBCD har ett ångtryck i samma storleksordning som DDT, vilken i atmosfären till stor del är bunden på partiklar och för vilken nederbörd har visat sig vara av betydelse för depositionen.

Deposition i bakgrundsområden mättes vid Rörvik och Pallas och liksom i luft var depositionen lägre under vinterhalvåret (Figur 10). Variationen mellan de två tillfällena vid Pallas kan dock förklaras med att 21 mm nederbörd förekom under första perioden medan endast 0.4 mm förekom i samband med vintermätningarna. Vid Rörvik var dock skillnaden i nederbörd (46 resp. 32 mm) för liten för att ensam kunna förklara variationen i deposition av HBCD.

## 5.2 Vatten

De uppmätta halterna av HBCD i vatten vid de utvalda punktkällorna framgår av Tabell 8. Högst var koncentrationen i det utgående avloppsvattnet från tvätteriet i Rimbo (31 ng/l).

Tabell 8. Uppmätta halter av HBCD i vatten

Provlokal	Koncentration (ng/l)
Löt avfallsupplag, lakvatten	3
Löt avfallsupplag, lakvatten	9
Tvätteri, Rimbo, avloppsvatten	31

## 5.3 Mark

Markproverna som togs utanför XPS-industrin i Norrköping uppvisar lägre halter med ökande avstånd från fabriken (Tabell 9). Detta visar att atmosfäriskt nedfall av HBCD i närheten av anläggningen har ägt rum, vilket är att förvänta utifrån den höga halt som uppmättes i luft. Proven är dessutom tagna i olika väderstreck, vilket också kan bidra till det observerade mönstret.

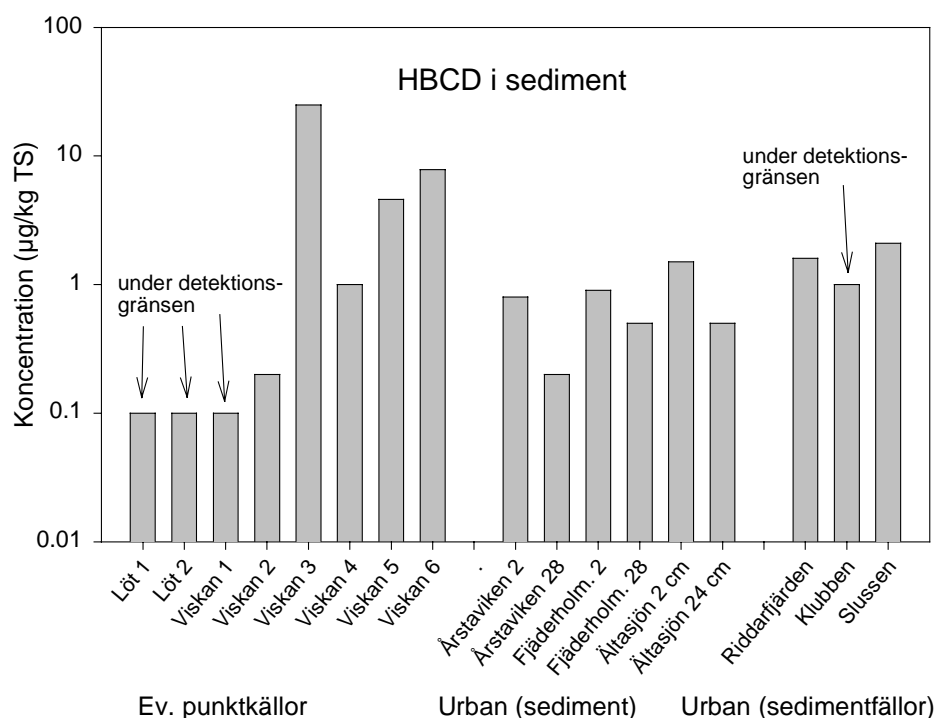
Tabell 9. Uppmätta halter av HBCD i mark

Provlokal	Koncentration ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS)
XPS-industri, Norrköping 300 m S om fabrik	1300
XPS-industri, Norrköping 500 m SO om fabrik	1000
XPS-industri, Norrköping 700 m NV om fabrik	140

## 5.4 Sediment

Halterna HBCD i sediment varierade från  $< 0.1$  och upp till  $25 \mu\text{g}/\text{kg}$  TS, alltså lägre än i markproven från XPS-industrins omgivning. I sedimentationsbassängen från Löt avfallsupplag kunde ingen HBCD påvisas, trots att vi påvisat HBCD i lakvattnet som leds dit. I Viskan togs prov nära punktkällorna i Borås, och halterna varierade mellan  $< 0.1$  och  $25 \mu\text{g}/\text{kg}$  TS, med högst halt nedströms Saltemadsbron (Figur 11).

Förhöjningen av HBCD-halten nedströms centrala Borås tyder på lokal påverkan, vilket även konstaterats i tidigare undersökningar. Dock är halten betydligt lägre än det maxvärde på  $1591 \mu\text{g}/\text{kg}$  TS som Sellström (1999) rapporterade från Viskan.



Figur 11. Uppmätta koncentrationer HBCD i sediment och sedimenterande material (sedimentfällor). Läget för de olika stationerna i Viskan framgår av figur 5. Observera den logaritmerade y-axeln.

I samtliga sedimentprover från Stockholmsområdet var halterna av HBCD lägre än vad som återfanns i flera prover från Viskan. Ytsedimenten från Stockholm var väl samlade men med något lägre halter i Årstaviken och Fjärderholmarna än i Ältasjön, som ligger ca en mil söder om Stockholms centrum. Halterna är högre vid sedimentytan än vid de djupare nivåerna, vilket indikerar att spridningen av HBCD ökat. Dessa sediment har tidigare daterats med hjälp av  $^{210}\text{Pb}$ -metodik (Östlund m.fl., 1998). Ytsedimentet representerar för alla stationerna mitten av 1990-talet. De djupare skikt som analyserats representerar tidsperioder enligt Tabell 10.

Vid den tidigare undersökningen beräknades även massackumulationshastighet för ytsediment, dvs vikten av torrt sediment som ackumulerar per yt- och tidsenhet. Med hjälp av detta värde och den uppmätta HBCD-koncentrationen kan en ackumulationshastighet för HBCD beräknas (se Tabell 10). På grund av skillnaden i massackumulationshastighet får Ältasjön trots den högsta HBCD-koncentrationen den lägsta ackumulationshastigheten för HBCD. Värdena mellan 2,9 och 5,5 ng HBCD / (m<sup>2</sup>·d) överensstämmer till sin storleksordning väl med de nivåer vi uppmätt genom

depositionsprovtagning i luft. Medianvärdet för samtliga dessa mätningar är 5,3 ng HBCD /( $m^2 \cdot d$ ).

I det sedimenterande materialet från Riddarfjärden och Slussen var halterna något högre än i ytsedimenten från Stockholm. Vid klubben, som ligger uppströms centrala Stockholm, var HBCD ej detekterbart.

Tabell 10. Sedimentens ålder samt ackumulationshastighet för HBCD i sediment

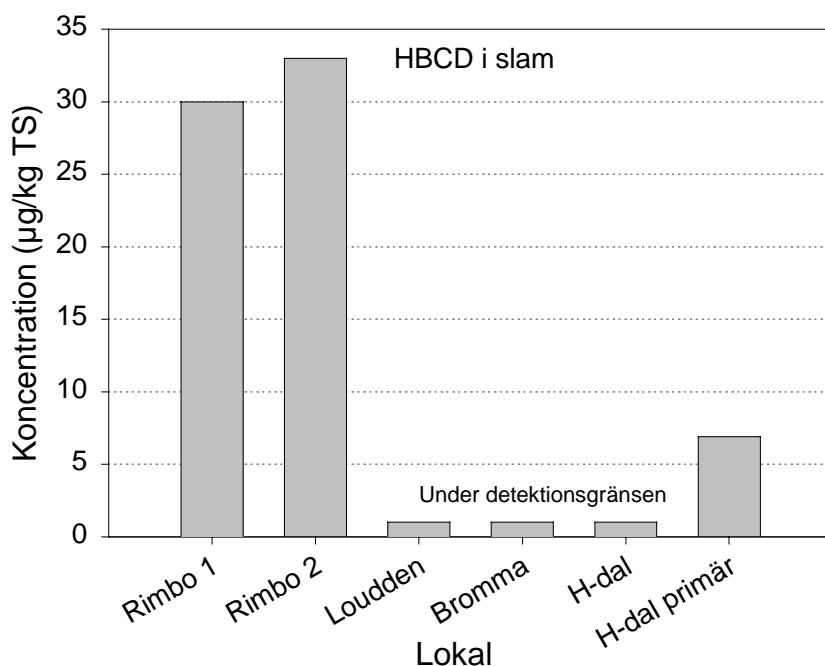
Station	Djup cm	Ålder	Massackumulations- hastighet, g TS/( $cm^2 \cdot \text{år}$ )	HBCD $\mu\text{g/kg TS}$	HBCD ng/( $m^2 \cdot d$ )
Årsta- viken	2-4	1990-talets mitt	0,25	0,8	5,5
	30-32	ca 1957-63		0,2	
Fjäder- holmarna	2-4	1990-talets mitt	0,17	0,9	4,2
	20-22	1980-talet mitt		0,5	
Älta- sjön	2-4	1990-talets mitt	0,07	1,5	2,9
	24-26	ca 1950		0,5	

## 5.5 Slam

De koncentrationer av HBCD som uppmättes i slam ligger mellan <1 och 33  $\mu\text{g/kg TS}$  (Figur 12). Lågst halter uppvisar rötslam från Stockholms reningsverk (urban miljö) medan halterna i rötslam från Rimbo reningsverk är betydligt högre. Till det senare verket är ett tvätterier för landstinget kopplat, se kapitel 5.2. Tidigare uppmätta halter i Stockholms reningsverksslam är 11-120  $\mu\text{g/kg TS}$ , med ett medianvärde på 23  $\mu\text{g/kg}$  (Wahlberg 1999), vilket är högre än de uppmätta halterna i detta projekt.

Till skillnad från i rötslam kunde HBCD detekteras i ingående slam till röt-kammaren i Henriksdals reningsverk. Anaerob debromering skulle kunna vara en förklaring till de låga halterna i rötat slam jämfört med primärslammet (t ex. Morris et al. 1992). Exempel på anaerob omvandling av halogenerade alicykliska föreningar finns också, t.ex.  $\gamma$ -HCH som omvandlades mikrobiologiskt till 1,2,4-triklorbensen (Ohisa et al. 1980).





Figur 12. Uppmätta koncentrationer HBCD i reningsverksslam. Samtliga prov är från röt-kammaren, utom det sista Henriksdalprovet som är taget innan röt-kammaren.

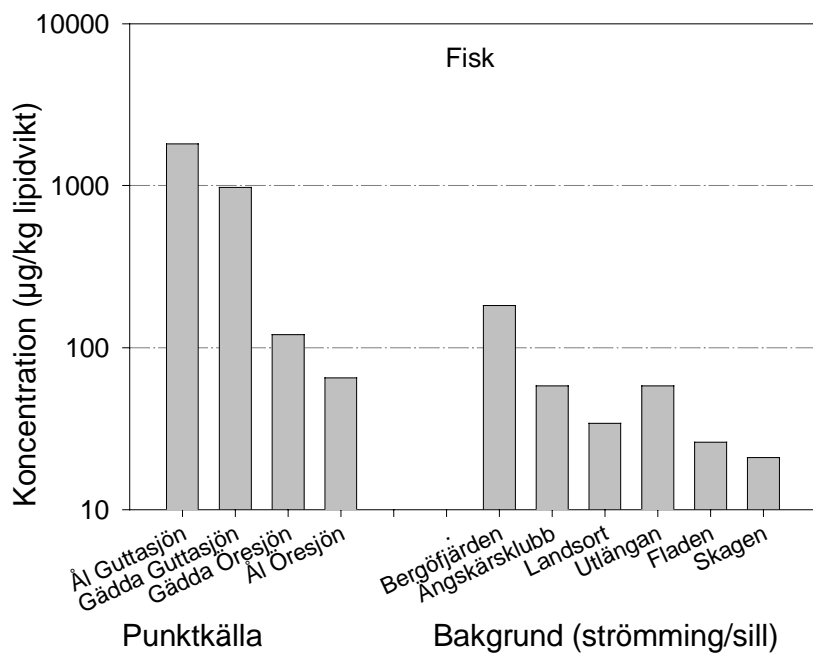
## 5.6 Fisk

Ål och gädda från Guttasjön och Öresjön i Viskanområdet uppvisar halter mellan 65 och 1808 µg/kg lipidvikt (Figur 13). Fisk från Guttasjön, som är belägen nedströms Borås textilindustri, uppvisar betydligt högre halter än fisk från den uppströms belägna Öresjön.

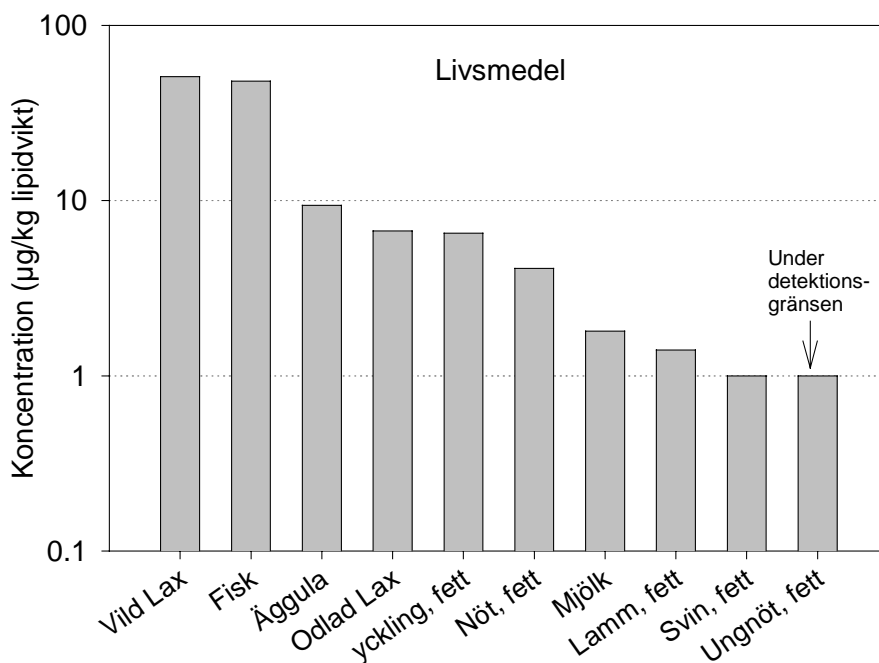
Halter i sill/strömning från bakgrundslokaler (se Figur 7) varierade mellan 21 och 180 µg/kg TS. Högst halter påvisades i fisk från Bergöfjärden i norra Norrbotten medan lägst halter återfanns i fisk från Skagen i Västerhavet. En direkt jämförelse mellan de olika lokalerna försvåras dock av att proven är tagna från fiskar med olika ålder (se Appendix 1).

## 5.7 Livsmedel

I de livsmedel som undersöktes varierade halterna av HBCD från <1 till 51 µg/kg lipidvikt. Högst halter påvisades i fisk och lägst i fett från lamm, svin och ungnöt. För den senare var halten under detektionsgränsen (Figur 14). Som förväntat uppvisar odlad lax (laxkotletter) lägre halter än viltfångad lax (laxhomogenat).



Figur 13. Koncentration HBCD i fisk från punktkällor samt bakgrundsområden. Proverna från bakgrundsområden är uteslutande strömning/sill. Observera den logariterade y-axeln.



Figur 14. HBCD i olika typer av livsmedel. Observera att skalan på y-axeln är logaritmisk.

## 6 Diskussion

Halterna i luft är för vissa lokaler högre under sommarhalvåret än under vinterhalvåret, och vid andra lokaler är det tvärtom. Man kan dock inte dra några generella slutsatser om årstidsvariationer utifrån dessa stickprov. Det kan förväntas att HBCD i luft delvis uppträder i partiklar, varför tillfälliga variationer i partikelhalt kan påverka uppmätt halt HBCD.

Halterna i urban miljö är något motsägelsefulla vad avser förekomst av diffus spridning av HBCD från samhället. I urban luft är halterna förhöjda jämfört med två av bakgrundsområdena. Av två urbana depositionsprov är det ena jämförbart med depositionen i bakgrundsområdena medan det andra är starkt förhöjt. Den förhöjda depositionen vid detta tillfälle kan bero på diffus spridning eller på någon icke identifierad punktkälla i närheten av provtagningsplatsen. Sedimentproven indikerar att spridningen ökat under senare år. Halterna är högre än i bakgrundsprov från Viskan. I sedimentfällorna är halten lägre uppströms jämfört med centrala Stockholm. De låga halterna i slam från Stockholms reningsverk indikerar att hushållen i Stockholm inte tycks utgöra någon betydande källa till spridning av HBCD, åtminstone inte till reningsverken. Dessa resultat skiljer sig dock från tidigare studier (Wahlberg, 1999), där högre halter uppmättes. Det faktum att vi uppmätt högre halter i örötat slam skulle också kunna indikera att debromering sker under rötningen. Sammanfattningsvis förefaller HBCD spridas i urban miljö, men spridningsvägarna är oklara.

En klart förhöjd halt av HBCD uppmättes i luften vid XPS-industrin i samband med att HBCD användes i produktionen. Markprov i närheten av anläggningen visar att det sker en spridning i närområdet, sannolikt till följd av atmosfäriskt nedfall. Då denna HBCD användning numera är mycket begränsad torde halterna i mark huvudsakligen representera tidigare spridning, och luftprovet är inte generellt representativt för ett helt år.

Löt avfallsanläggning tycks inte utgöra en betydande källa till vare sig luft eller vatten.

I Viskan var påverkan från textilindustrin påtaglig. Både i sediment och fisk var halterna av HBCD betydligt högre nedströms än uppströms Borås textilindustri. Luftproverna kan dock inte styrka att utsläpp till luft sker idag.

I sill/strömming som provtogs långt från källorna uppvisade Västerhavet lägst halter medan den högsta halten erhöles i den nordligaste stationen i Bottenviken, som dock baseras på fiskar med högst ålder (se Appendix 1). Halterna är högre än vad som uppmätts för olika kongener av PBDE i motsvarande prov (se sammanställning i deWit, 2000). Analyserna av olika typlivsmedel visar att fisk innehåller de högsta halterna.

## 7 Tack

Tack till alla som bidragit med prov eller givit oss tillgång till att ta prov: Dow, SÖRAB, Rimbo reningsverk, Sörensen Sverige AB, Stockholm Vatten, Dag Broman (ITM), Riksmuseet och Livsmedelsverket. Tack även till Ingvar Wängberg och Göran Svensson vid IVL som bidragit till provinsamlingen.

Projektet är finansierat av Naturvårdsverket.

## 8 Referenser

- Bergander L., Kierkegaard A., Sellström U., Wideqvist U., de Wit C. 1995. Are brominated flame retardants present in ambient air? Poster presentation vid det 6:e nordiska symposium om organiska föroreningar, Smygehuk, Sverige 17-20 september.
- de Wit C. (2000) Brominated Flame Retardants. Naturvårdsverket rapport 5065.
- Hansson Siv. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, pers. kommunikation.
- Jedler Bosse. Plast och kemibranscherna, Stockholm pers. komm.
- KEMI (1991) Flamskyddsmedel. Rapport från Kemikalieinspektionen 5/91.
- KEMI (1997) Chemicals in textiles. Rapport från Kemikalieinspektionen 5/97.
- KEMI (1999a) Risk Assessment – Hexabromocyclododecane. Draft 5 March 1999.
- KEMI (1999b) Förebygga för att bygga. Broschyr från Kemikalieinspektionen.
- Larsen C., Løkke S., Andersen L I. 1999. Brominated Flame Retardants Substance Flow Analysis and Assessment of Alternatives, Danska Naturvårdsverket, Danmark
- Lind, P.Å., Vägverket stockholm, pers. komm.
- Morris, P. J., Quensen, J. FTiedje, III, J. M. and Boyd, S. A. 1992, Reductive debromination of commercial polybrominated biphenyl mixture Firemaster BP6 by anaerobic microorganisms from sediments. Appl. Environ. Microbiol. 58, 3249-3256.
- OECD (1994) Risk reduction monograph no. 3: Selected brominated flame retardants. OECD Environment Monograph Series 102.
- Ohisa, N., Yamaguchi, M., Kurihara, N., 1980, Lindan degradation by cell-free extracts of *Clostridium rectum*. Arch. Microbiol. 125, 221-225.
- Overton, Brian, Dow Chemicals i Norrköping, pers. komm.

- Renner R. (2000) Increasing levels of flame retardants found in north American environment. *Environ. Sci. Technol.* 34, 452A-453A.
- Santillo D., Johnston P och Brigden K. (2001) The presence of brominated flame retardants and organotin compounds in dusts collected from parliament buildings from eight countries. Greenpeace Research Laboratories, technical note 03/2001.
- Schultz J. (1994) Återvinning av cellplast (expanderad polystyren): alternativet skumbetong. Stiftelsen REFORSK.
- Sellström U. 1999. Determination of some Polybrominated Flame Retardants in Biota, Sediment and Sewage Sludge. Doktorsavhandling, Institutionen för Miljökemi och Institutet för Tillämpad Miljöforskning, Stockholms Universitet, Sverige
- Sjödin A., H&ring; Carlsson H., Thuresson K., Sjölin S., Bergman Å och Östman C. (2001) Flame Retardants in Indoor Air at an Electronics Recycling Plant and at Other Work Environments. *Environ. Sci. Technol.* 35 448 –454.
- Wahlberg C. 1999. Bromerade flamskyddsmedel i rötat slam från Stockholm Vattens reningsverk, Stockholm Vatten, Stockholm, Sverige.
- Älvsborgs länsstyrelse. Flamskyddsmedel – brandskydd och miljöpåverkan- Miljösamverkan i Älvsborg. Information från Älvsborgs länsstyrelse (numera Västra Götaland).
- Östlund, P, Sternbeck, J och Brorström-Lundén, Eva (1998) Metaller, PAH, PCB och totalcolväten i sediment runt Stockholm. IVL rapport B 1249.
- .

Appendix 1. Tabell över samtliga prov med provtagningsdata och erhållen HBCD-halt.

Kategori	Lokal	Typ	Datum	Anmärkning	Logg nr	HBCD-halt	Anm. 2
Tillverkning av flamskyddat isoleringsmaterial	Dow Sverige AB, Händelö, Norrköping	luftprov	000929 - 001012	LVS 283 m <sup>3</sup> 10 m från ventilations-fläkt ut från Styrofoamfabriken	MR2122	1070 ng/m <sup>3</sup>	
	d:o	mark	000929	moränrygg ca 300 m S Styrofoam-fabriken	MR2155	1300 µg/kg TS	77,6% TS
	d:o	mark	000929	moränrygg ca 500 m SO Styrofoamfabriken	MR2156	1000 µg/kg TS	61,0% TS
Deponi för byggavfall	d:o	mark	000929	moränrygg ca 700 m NV Styrofoamfabriken	MR2157	140 µg/kg TS	67,7% TS
	Löt avfallsanläggning, Vallentuna	luftprov	000830 - 001004	LVS 883 m <sup>3</sup> nedbrytningscell med 80-90% bygg- och rivningsavfall	MR2131	0,013 ng/m <sup>3</sup>	
	d:o	luftprov	010112-010216	LVS 413 m <sup>3</sup> som ovan	MR2182	0,18 ng/m <sup>3</sup>	
	d:o	vatten	000914	1080 ml i brunn för avrinnande vatten från ovanstående nedbrytn.cell	MR2146	3 ng/l	
	d:o	vatten	000830	1085 ml i brunn för avrinnande vatten från ovanstående nedbrytn.cell	MR2147	9 ng/l	
	d:o	sediment	000914	Sed 1, I sedimentationsbassäng för avrinnande vatten från nedbrytn .cell	MR2158	<0,1 µg/kg TS	57,9% TS
	d:o	sediment	000914	Sed 2, I sedimentationsbassäng för avrinnande vatten från nedbrytn .cell	MR2159	<0,1 µg/kg TS	66,2% TS

Appendix 1. Tabell över samtliga prov med provtagningsdata och erhållen HBCD-halt.

Kategori	Lokal	Typ	Datum	Anmärkning	Logg nr	HBCD-halt	Anm. 2	
Textilindustri	Borås, 350 m S industriområde med textilindustri	luftprov	000926 - 001025	LVS 527 m <sup>3</sup> Saltamad campingplats. 50m Ö Viskan 540 m nedströms Saltemadsbron	MR2133	0,019 ng/m <sup>3</sup>		
		luftprov	010129 - 010228	LVS 528 m <sup>3</sup> som ovan	MR2195	0,74 ng/m <sup>3</sup>		
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 1, Saltemadsbron	MR2149	<0,1 µg/kg TS	68,9% TS	
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 2, 160 m uppströms Saltemadsbron	MR2150	0,2 µg/kg TS	72,1% TS	
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 3, 300 m nedströms Saltemadsbron	MR2151	25 µg/kg TS	62,1% TS	
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 4, 420 m uppströms Ålgårdsbron	MR2152	1 µg/kg TS	80,7% TS	
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 5, Ålgårdsbron	MR2153	4,6 µg/kg TS	57,4% TS	
	Viskan, Borås	sediment	000926	Sed 6, 300 m uppströms Ålgårdsbron	MR2154	7,8 µg/kg TS	62,4% TS	
	Öresjön	fisk	2000	gädda 1a, 8 individer	MR2106	120 µg/kg lipid	0,6% lipid	
	Öresjön	fisk	2000	ål 1b, 17 individer	MR2108	65 µg/kg lipid	12% lipid	
	Guttasjön	fisk	2000	gädda 3a, 12 individer	MR2107	974 µg/kg lipid	0,7% lipid	
	Guttasjön	fisk	2000	ål 2b, 3 individer	MR2109	1808 µg/kg lipid	7,7% lipid	
	Tvätt av textilier	Simonsen Sverige AB, Rimbo	vatten	0010	1115 ml, utg. avloppsvatten	MR2145	31 ng/l	
		Rimbo reningsverk	slam	0010		MR2169	30 µg/kg TS	16,7% TS
do		slam	0010		MR2170	33 µg/kg TS	16,3% TS	
Urban miljö	N:a Latins skolgård, Stockholm	luftprov	000821 - 000918	LVS 748 m <sup>3</sup>	MR2125	0,076 ng/m <sup>3</sup>		
	Hudiksvallsgatan 3, Stockholm	deposition	000821 - 000918	nederbörd 32 mm (SMHI)	MR2136	366 ng/(m <sup>2</sup> d)		
	Hudiksvallsgatan 3, Stockholm	luftprov	010105 - 010202	LVS 722 m <sup>3</sup>	MR2186	0,61 ng/m <sup>3</sup>		
	Hudiksvallsgatan 3, Stockholm	deposition	010105 - 010202	nederbörd 25 mm (SMHI)	MR2189	5,5 ng/(m <sup>2</sup> d)		

Appendix 1. Tabell över samtliga prov med provtagningsdata och erhållen HBCD-halt.

Kategori	Lokal	Typ	Datum	Anmärkning	Logg nr	HBCD-halt	Anm. 2
Urban miljö (forts)	Louddens reningsverk,	slam	001213	rötslam	MR2068	<1 µg/kg TS	2,7% TS
	Bromma reningsverk	slam	001213	rötslam	MR2069	<1 µg/kg TS	2,7% TS
	Henriksdals reningsverk	slam	001213	rötslam	MR2070	<1 µg/kg TS	2,1% TS
	Henriksdals reningsverk	slam	001213	primärslam	MR2071	6,9 µg/kg TS	3,7% TS
	Årstaviken, 2-4 cm	sediment	1996 hösten	Mälaren, Stn 40 N 59 18 30,0 E 18 02 03,0	MR2160	0,8 µg/kg TS	
	Årstaviken, 30-32 cm	sediment	1996 hösten	d:o	MR2161	0,2 µg/kg TS	
	Fjärderholmarna, 2-4 cm	sediment	1996 hösten	Saltsjön, Stn 66 N 59 19 43,6 E 18 10 05,9	MR2162	0,9 µg/kg TS	
	Fjärderholmarna, 20-22 cm	sediment	1996 hösten	d:o	MR2163	0,5 µg/kg TS	
	Ältasjön, 2-4 cm	sediment	1997 mars	Stn 107, N 59 15 42,36 E 18 09 58,74	MR2164	1,5 µg/kg TS	
	Ältasjön, 24-26 cm	sediment	1997 mars	d:o	MR2165	0,5 µg/kg TS	
	Mälaren, Riddarfjärden	sed.fälla	991028		MR2166	1,6 µg/kg TS	27,0% TS
	Klubben	sed.fälla	991028		MR2167	<1 µg/kg TS	16,9% TS
	Slussen	sed.fälla	991103		MR2168	2,1 µg/kg TS	18,0% TS
	Långdistans-transport	Pallas, N:a Finland	luftprov	000925 - 001002	HVS 3648 m <sup>3</sup>	MR2121	0,003 ng/m <sup>3</sup>
Pallas, N:a Finland		deposition	000925 - 001016	nederbörd 21 l/m <sup>2</sup> motsv. 21 mm	MR2140	13 ng/(m <sup>2</sup> d)	
Pallas, N:a Finland		luftprov	010104 - 010111	HVS 3694 m <sup>3</sup>	MR2191	0,002 ng/m <sup>3</sup>	
Pallas, N:a Finland		deposition	010109 - 010123	nederbörd 0,4 l/m <sup>2</sup> motsv. 0,4 mm	MR2193	5,1 ng/(m <sup>2</sup> d)	
Aspvreten		luftprov	000819 - 000918	LVS 675 m <sup>3</sup>	MR2119	0,28 ng/m <sup>3</sup>	
Aspvreten		luftprov	010129 - 010212	LVS 615 m <sup>3</sup>		0,025 ng/m <sup>3</sup>	
Rörvik		luftprov	000828 - 000918	HVS 4951 m <sup>3</sup>	MR2128	0,005 ng/m <sup>3</sup>	
Rörvik		deposition	000828 - 000918	nederbörd 46 mm	MR2138	1,6 ng/(m <sup>2</sup> d)	
Rörvik		luftprov	010129 - 010212	HVS 5157 m <sup>3</sup>		<0,001 ng/m <sup>3</sup>	
Rörvik		deposition	010129 - 010212	nederbörd 32 mm		0,02 ng/(m <sup>2</sup> d)	



Appendix 1. Tabell över samtliga prov med provtagningsdata och erhållen HBCD-halt.

Kategori	Lokal	Typ	Datum	Anmärkning	Logg nr	HBCD-halt	Anm. 2
Human exponering	Lamm, fett	livsmedel	1999		MR2098	1,4 µg/kg lipid	87% lipid
	Svin, fett	livsmedel	1999		MR2099	1,0 µg/kg lipid	82% lipid
	Nöt, fett	livsmedel	1999		MR2100	4,1 µg/kg lipid	81% lipid
	Ungnöt, fett	livsmedel	1999		MR2101	<1 µg/kg lipid	81% lipid
	Kyckling, fett	livsmedel	1999		MR2102	6,5 µg/kg lipid	63% lipid
	Ägg, gula	livsmedel	1999		MR2103	9,4 µg/kg lipid	25% lipid
	Mjölk	livsmedel	1999		MR2104	1,8 µg/kg lipid	3,8% lipid
	Fisk	livsmedel	1999	Blandning av rödspätta, torsk, lax, gädda, abborre, sill/strömming, kaviar, tonfisk, fiskbullar, fiskpinnar och räkor	MR2105	48 µg/kg lipid	6,0% lipid
	Odlad lax (Laxkotletter)	livsmedel	1999	Svenskodlad regnbåge, samling av 15 individer	MR2116	6,7 µg/kg lipid	15% lipid
	Vild lax (Laxhomogenat)	livsmedel	1996	samlingsprov, 5 vilda laxar (6-10 kg) från Gäsholma, S Söderhamn	MR2117	51 µg/kg lipid	9,5% lipid
Långt från källorna	Strömming, muskel	fisk	990927	P1999/2238-47, 10 st 4-åriga hannar Bergöfjärden N65°43' E22°40'	MR2110	180 µg/kg lipid	3,0% lipid
	Strömming, muskel	fisk	991215	P1999/4726-35, 10 st 5-åriga honor Landsort N58°47' E17°50'	MR2111	34 µg/kg lipid	4,4% lipid
	Strömming, muskel	fisk	991017	P1999/3233-42, 10 st 5-åriga honor Ångskärsklubb N60°29'50 E18°05'70	MR2112	58 µg/kg lipid	2,1% lipid
	Sill, muskel	fisk	990909	P1999/4524-33, 10 st 3-åriga honor N Skagen N58°10' E10°15'	MR2113	21 µg/kg lipid	5,8% lipid
	Sill, muskel	fisk	990908	P1999/3922-31, 10 st 3-åriga honor Fladen N57°12'10 E11°39'79	MR2114	26 µg/kg lipid	2,2% lipid
	Sill, muskel	fisk	000205	P1999/5211-20, 4 honor, 6 hannar, 2 år Utlängan N56°01'61 E15°52'20	MR2115	58 µg/kg lipid	4,3% lipid

## IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbetet för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

### Forskning- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie)  
IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden  
IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt  
IVLs hemsida: [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsservice registreras i IVLs A-serie. Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



---

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

P.O.Box 210 60, SE-100 31 Stockholm  
Hälsingegatan 43, Stockholm  
Tel: +46 8 598 563 00  
Fax: +46 8 598 563 90

P.O.Box 470 86, SE-402 58 Göteborg  
Dagjämningsgatan 1, Göteborg  
Tel: +46 31 725 62 00  
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult  
Aneboda, Lammhult  
Tel: +46 472 26 77 80  
Fax: +46 472 26 77 90

[www.ivl.se](http://www.ivl.se)