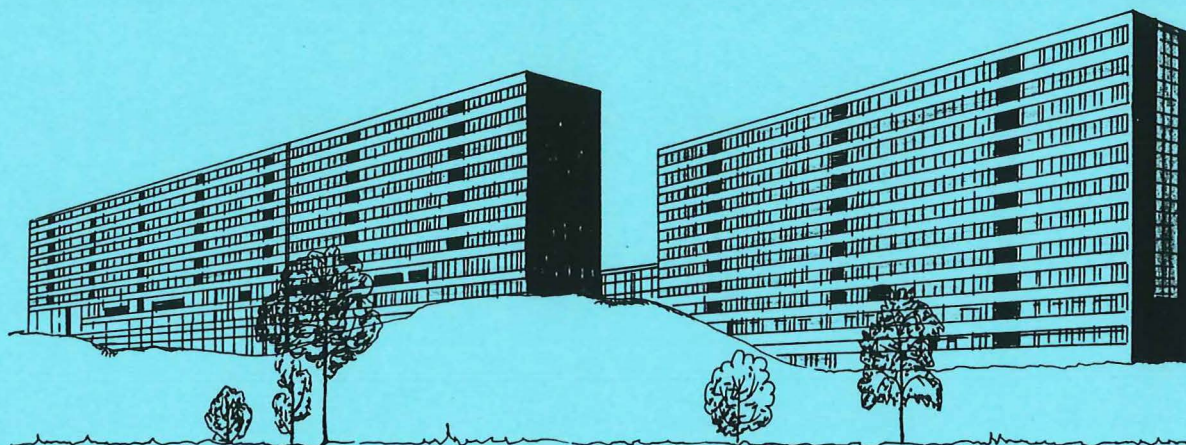


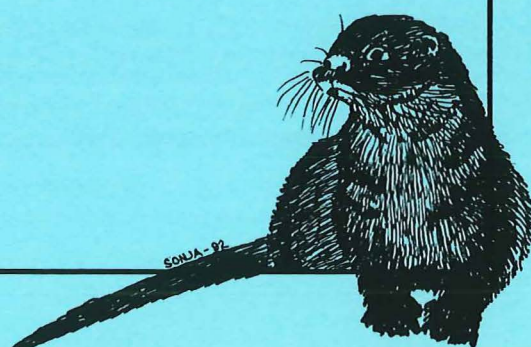


LÄNSSTYRELSEN I KALMAR LÄN INFORMERAR 1992:10



PCB I FOGMASSOR

Tommy Hammar



THE UNIVERSITY OF ALABAMA
LIBRARY



PCB I FOGMASSOR

Tommy Hannon



PCB I FOGMASSOR

Tommy Hammar

LÄNSSTYRELSEN
I KALMAR LÄN
391 86 KALMAR

PLANERINGSVDELNINGEN
MILJÖVÅRDSSENHETEN

1992-12-16

Tel: 0480 / 82 000

Fyll bara i en sida. Bifoga om möjligt ett ex av rapporten !

Organisation Länsstyrelsen i Kalmar län		REGISTRERINGSUPPGIFT		RAPPORT	
Institution eller avdelning Miljövårdsenheten		Utgivningsdatum 1992-12-16		Ärendebeteckning (diariennr)	
Adress 391 86 Kalmar		Bilaga ☐ Ett ex av rapporten bifogas		Kontraktsnr (anslagsgivares)	
Telefonnr (även riktnr) 0480/82000		Projekttitel och ev SERIX projektnr			
Rapportförfattare (efternamn, tilltalsnamn) Hammar, Tommy		Anslagsgivare för projektet			
Rapportens titel och undertitel (originalspråk samt ev översättning till svenska och/eller engelska) PCB i fogmassor					
Sammanfattning av rapport (fakta med huvudvikt på resultatet) Analys av PCB-halter i utomhus- och inomhusluft undersöktes under vardera en tremånaders period. Högsta PCB-halten erhöles i inomluften i ett flerfamiljshus med fogmassa innehållande PCB. Halten i inomhusluften uppmättes till 80 ng PCB/m³. För samma lokal uppmättes även den högsta halten i utomhusluft, 4,6 ng PCB/m³. Övriga prover, totalt sex stycken, låg mellan 0,5 - 3,6 ng PCB/m³, med genomgående högre halter i inomhusluften.					
Förslag till nyckelord samt ev anknytning till geografiskt område, näringsgren eller vattendrag PCB, fogmassa, mönsterigenkänning, klassificering, riskbedömning, belastning, avfallshantering, åtgärds-kostnader					
Övriga bibliografiska uppgifter (t ex rapportserie, nr, år eller tidskrift, volym, år, sid)				ISSN	
Länsstyrelsen i Kalmar län informerar 1992:10				ISBN	
Beställningsadress för rapporten (om annan än ovan)				Språk	
				Antal sid inkl bil Pris (exkl moms)	
IRS	CIS	GEO	VAT	NÄR	
Nyckelord					
Inrapportör		Dokumenttyp		Projektnummer	
				Rapportnummer	

Fylls i av naturvårdsverket

RÄTTELSER

Länsstyrelsen i Kalmar län informerar 1992:10
PCB i fogmassor

sid 21, figurtext, står: IUPAC 28, skall stå: IUPAC 28
 står: IUPAC 52, skall stå: IUPAC 52
 står: IUPAC 101, skall stå: IUPAC 101
 står: IUPAC 118, skall stå: IUPAC 118
 står: IUPAC 153, skall stå: IUPAC 153
 står: IUPAC 138, skall stå: IUPAC 138
 står: IUPAC 180, skall stå: IUPAC 180

sid 21, figurtext, står: dominon nr 54, motsvarande kongener,
IUPAC 153, 105 och 132 (6-Cl, 105:5Cl), skall stå:
(6-Cl, 105:5-Cl)

sid 28, i ruta, står: Hält PCB, skall stå: Hält PCB
ug/m ug/m3

andra stycket nerifrån, står: Detta värde är 10 000 ng/m
(10 ug/m), skall stå: Detta värde är 10 000 ng/m3
(10 ug/m3)

sid 35, andra stycket, står: tii, skall stå: till

sid 37, fjärde stycket, står: beräknars, skall stå: beräknas

sid 47, sjätte referensen, står: Poly-clorinated, skall stå:
Polychlorinated

sid 48, femte referensen nerifrån, står: (Mustela Vision)
 skall stå: **(Mustela Vision)**

sid 49, tredje referensen nerifrån, står: (Andersson-Norbert)
skall stå: (Andersson,N.)

sid 50, första referensen, står: Statens naturvårdsverk,
skall stå: Statens naturvårdsverk

FÖRORD

Föreliggande rapport har utarbetats av undertecknad.
Arbetet har bedrivits utan ekonomiskt stöd.

Rapporten avser att ge en faktasammanställning om PCB i fogmassa. Faktaunderlaget i rapporten omfattar därvid sammanställning av allmänna fakta och gjorda undersökningar och egna kompletterande undersökningar av PCB-halter i fogmassa och i utomhus- och inomhusluft. Rapporten innehåller också förslag till bedömningsgrunder för PCB i luft, samt förslag till åtgärder.

Analyserna av PCB i fogmassa har utförts av Naturvårdsverket, specialanalytiska laboratoriet (efter 1 juli 1992 Stockholms universitet, institutet för tillämpad miljöforskning, laboratoriet för analytisk miljökemi) och analyserna av PCB i utomhus- och inomhusluft av Lunds universitet, ekologiska institutionen, limnologisk avdelningen, som också välvilligt ställt data från andra analyser av PCB till förfogande.

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll.

Kalmar i december 1992.

Tommy Hammar

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

	Sida
SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	7
1. INLEDNING	9
1.1 Bakgrund	9
1.2 Målsättning	11
2. MATERIAL OCH METODER	13
2.1 Provtagning	13
2.2 Analys	13
2.3 Provtagningslokaler	14
3. RESULTAT	17
3.1 Halter av PCB i utomhus- och inomhusluft	17
3.2 Mönsterigenkänning	18
4. DISKUSSION	27
4.1 Klassificering av PCB-halter i luft	27
4.2 Jämförelse med andra luftundersökningar	29
4.3 Riskbedömning	33
4.4 Belastning på miljön	36
4.5 Avfallshantering	39
5. SLUTSATSER	43
6. ERKÄNNANDEN	45
REFERENSER	47
BILAGOR:	
1. Analysprotokoll: PCB-analyser av luft.	
2. Analysprotokoll: PCB-analyser av fogmassor.	
3. Information angående fogmassor från naturvårdsverket.	
4. Naturvårdsverket informerar. Polyklorerade bifenyl.	

SAMMANFATTNING

Analys av PCB-halter i utomhus- och inomhusluft undersöktes under vardera en tremånaders period. Högsta PCB-halten erhöles i inomhusluften i ett flerfamiljshus med fogmassa innehållande PCB. Halten i inomhusluften uppmättes till 80 ng PCB/m³. För samma lokal uppmättes även den högsta halten i utomhusluft, 4,6 ng PCB/m³. Övriga prover, totalt sex stycken, låg mellan 0,5 - 3,6 ng PCB/m³, med genomgående högre halter i inomhusluften.

Utifrån en redovisad översiktlig riskbedömning lämnas i rapporten ett förslag på att halten i luft inte bör vara högre än 100 ng PCB/m³, vid vistelse under dygnets alla timmar, respektive 300 ng PCB/m³ vid vistelse under åtta timmar per dygn. Alla analysvärden i denna undersökning låg under dessa värden.

En grov uppskattning av den årliga belastningen på miljön av PCB från fogmassor utfördes. Här antogs att den kvarvarande PCB-mängden i fogmassor är 100 - 500 ton och att den årliga emissionen är 0,1 - 0,2 % av denna mängd PCB. Det skulle ge en årlig emission av 0,1 till 1 ton PCB. Denna emission skulle utgöra mellan 2,5 - 25 % av bakgrundsnedfallet i Sverige, 4 ton PCB/år uppmätt under 1984/1985. Ett årligt tillskott i denna storleksordning är otillfredsställande, bland annat mot bakgrund av den bedömning, som görs i rapporten, att halterna av PCB i fisk från Östersjön bör minskas ytterligare 5 - 10 gånger i förhållande till nuvarande halt. Samma förhållande gäller även för många av våra mera näringsfattiga inlandsvatten.

Till ovanstående skall också läggas avfallshanteringen av fogmassor innehållande PCB. Avfallsfrågan är av central betydelse för att förhindra påverkan på hälsa och miljö - både på kort och lång sikt. Informationen om och tillsyn över avfallshanteringen underlättas betydligt om utbyte, insamling av avfall och slutligt omhändertagande sker inom en begränsad tidsperiod.

I rapporten dras den slutsatsen att om man väger ihop hälso-, miljö- och avfallsfrågan med de åtaganden vi förbundit oss till, via bland annat Helsingforskommissionen, *att förhindra att PCB släpps ut till luft, vatten eller på annat sätt*, bör kraftfulla åtgärder sättas in för att förhindra att PCB i fogmassor påverkar vår hälsa eller vår miljö.

Till sist visar rapporten att kostnaden för att omhänderta PCB i fogmassa blir upp till 500 gånger lägre om det görs direkt, än om åtgärder sätts in, efter det att PCB spridits ut till miljön, för att förhindra att PCB ytterligare sprids från t ex sjöars och vattendrags bottensediment. Dessutom innebär sådana åtgärder ingen slutgiltig lösning, eftersom det, idag, oftast inte är ekonomiskt försvarsbart att bryta ned PCB utan det normala är att lägga upp de PCB-förorenade sedimenten i deponi. Effektiviteten att ta hand om PCB blir givetvis också lägre. Vid en viss halt av PCB blir kostnaden för hög för att någon åtgärd skall kunna vidtas. Men denna halt av PCB i miljön behöver inte innebära att störningarna på naturen samtidigt upphör.

Trots att PCDD, PCDF och PCB kan påvisas i modersmjölk i nuvarande halter och trots att man känner till hälso-farliga effekter bland högexponerade grupper så ger icke nuvarande kunskap någon grundad anledning att vare sig begränsa amning eller att avstå från vissa typer av livsmedel. **De effektivaste åtgärderna bör istället vara att kontrollera och begränsa dessa ämnens tillträde till miljön.**

WHO's expertgrupp, vid ett sammanträde i februari 1987 (WHO/EURO, 1988)

"Det finns inga fria nyttigheter. Frågan är inte om vi får betala när miljön föröds. Frågan är när, hur och vilka, som tvingas betala."

Miljöminister Olof Johansson, i förord till Miljöskulden (Jernelöv, 1992)

SUMMARY

Indoor and outdoor PCB-air concentrations were analysed during a three month period. The highest PCB-concentration was found in indoor air of an apartment house containing PCB-contaminated joint sealants. Indoor air concentration was measured to 80 ng PCB/m³. In total were six analyses made, PCB-concentrations were in the range of 0.5-3.6 ng PCB/m³ with the highest concentrations found in indoor air.

A suggestion is made, from an approximated risk calculation, that the PCB air concentration should not exceed 100 ng/m³ during an 24 hour exposure and not exceed 300 ng/m³ during an 8 hour exposure. All concentrations measured in this study, were below these levels.

The PCB load from contaminated joint sealants to the environment was roughly estimated by assuming that the contents of PCB in joint sealants in Sweden is 100-500 tons, and that the yearly emission is 0.1-0.2 %, equal to 0.1-1 ton PCB. The PCB-emission from contaminated joint sealants would make up for 2.5-25 % of the yearly background deposition in Sweden, if compared to the 1984/85 measurements of 4 tons. A yearly contribute of this size is unsatisfying in view of the estimations made in this report, that PCB concentrations in fish from Baltic ought to be decreased by 5-10 times of its present level.

Then there is the question concerning the waste treatment of PCB contaminated joint sealants. The question of waste treatment is of vital importance in preventing impacts on peoples health and on the environment, in a short view as well as in a long view. Information about and supervision of waste treatment will be facilitated if exchange and collection can take place during a limited period of time.

It is concluded in the report that if the questions of health, environment and waste treatment are considered together with international undertakings, among others the Helsinki commission, to prevent spreading of PCB to the environment, then it is necessary to consider powerful measures to prevent PCB impacts on health and environment.

Finally the report shows that the cost of taking care of PCB contaminated joint sealants is 500 times less expensive than if measures are taken after the spreading of PCB to lake sediments. Furthermore, such measures are not a final solution, since the sanitation is too expensive and the standard measure is to deposit the contaminated sediment. The efficiency decreases at a certain concentration and the cost of sanitation can not be defended. But this PCB concentration does not imply that the environmental disturbance comes to an end.

Although mothers milk have been shown to contain PCDD, PCDF and PCB at present concentrations, and in spite of known unhealthy effects among highly exposed groups, is there no reason to limit breast feeding or avoid certain groceries. It ought to be a more efficient measure to control and limit these substances access to the environment.

The expertgroup of WHO at meeting in february 1987
(WHO/EURO, 1988)

There are no free utility's. The question is not if we have to pay. The question is when, how and whom has to pay.

Olof Johansson Minister of environment, preface to the
Environmental debt
(Jernelöv, 1992)

1. INLEDNING

1.1 Bakgrund

PCB har tillverkats industriellt sedan 1929 och under 1960-talet ökade produktionen kraftigt för att kulminera under perioden 1970-74. Den kumulativa världsproduktionen uppskattas till cirka 1,5 miljoner ton PCB (Landner, 1992). Av USAs beräknade konsumtion av PCB mellan åren 1930 och 1975, 570 000 ton, uppskattas att cirka 36 % spridits till miljön. Av denna del har cirka 21 % lagts i deponier och 15 % utgör rörliga depåer i miljön. Kvarvarande mängd, cirka 64 %, finns kvar i samhället i olika produkter. Den största användningen av PCB, i USA, har varit i kondensatorer, transformatorer och i andra elektriska utrustningar som isolerings- och kylmedel, totalt cirka 61 % av totala PCB-användningen (Durfee, 1976 och NAS, 1979).

I Sverige har någon produktion av PCB inte skett. Importen av PCB kan uppskattas till mellan 8000-10000 ton mellan åren 1957 - 1980. (se bl a Jensen, 1972 och Reutergård, 1988). En mindre del av denna import har i sin tur exporterats via olika produkter. Den största användningen av PCB i Sverige har, i likhet med USA, varit i kondensatorer och transformatorer (Jensen, 1972). Men PCB finns även i andra produkter.

Stora mängder PCB finns i fogmassor från framför allt 1960-talet. I Sverige har vi sannolikt 100-tals ton PCB inbyggt i fastigheter. Störst var användningen av PCB-haltiga fogmassor från slutet av 1950-talet fram till 1972 (bilaga 3). Inom byggbranschen fanns ytterliggare två viktiga användningsområden, golvfärg och förseglingsmassa i isolerrutor.

Fogmassorna var av tiokoltyp och användes främst för tätning mellan fasadelement och mellan fasadelement och fönster. Golvfärgen var av akryltyp med kvartssand som fyllnadsmedel. Den användes främst inom livsmedelsindustrin. Isolerrutor limmades med en PCB-haltig förseglingsmassa.

Under nämnda tidsperiod användes PCB-haltiga fogmassor av bland annat följande fabrikat: Lastomeric (Göta Kemi), Bostic-vulkfil (Bostic), Bio-tät (Skandinavisk Byggkemi, Nordsjö Färg) och Trebofog (Trelleborgs Gummifabrik). Golvfärg med PCB såldes under namnet Akrydur och förseglingsmassa under beteckningen PRC 408 (Hammar, 1990)

Fogmassor inbyggt i fastigheter kan genom avdunstning spridas via luft (Burkhardt et al 1990). Även om denna källa ensamt inte torde utgöra någon fara för hälsa eller miljö så länge fogmassan sitter i fastigheterna (bilaga 3), kan den ge ett oönskat bidrag till PCB-belastningen på människa och miljö.

Om fogmassa, innehållande PCB, vid omfogning eller rivning deponeras på tipp eller eldas i vanliga sopugnar kommer mer eller mindre av PCB:n ut i cirkulation i miljön. Följden blir att en allvarlig påverkan kan ske, inte bara på sälar, uttrar och rovfåglar utan, genom framför allt maten, också på vår egen hälsa.

1.2 Målsättning

Målsättningen med analyser av PCB i utomhus- och inomhusluft var dels att indikera om en mätbar avgång av PCB från fogmassor äger rum och dels att undersöka vilka haltnivåer av PCB som kan förväntas i framför allt inomhusluft.

Det har, av resursskäl, tid och pengar, inte varit möjligt att utföra så många analyser som erfodras för att statistiskt kunna utvärdera och säkerställa erhållna resultat. Det har inte heller, av samma skäl, varit möjligt att undersöka fler lokaler för att därigenom belysa vilken spridning som föreligger mellan olika byggnader.

För att ändå kunna bedömma rimligheten av gjorda undersökningar har en jämförelse gjorts med andra undersökningar av PCB-halter i luft.

I målsättningen har också ingått att dra slutsatser av de resultat som undersökningen har gett. Som underlag till detta redovisas en sammanställning av några utförda riskbedömningar av PCB, i luft. En bedömning av eventuell belastning på miljön, orsakad av luftavgången av PCB från fogmassor, har också utförts.

Slutligen har en uppskattning av kostnaden för att omhänderta PCB i fogmassa gjorts. Kostnaden för detta har jämförts med kostnaden för åtgärder, som sätts in i ett senare skede, där PCB redan har spridits ut till miljön.

2. MATERIAL OCH METODER

2.1 Provtagning

Prov av PCB i luft vid utvalda provtagningsstationer (se punkt 2.3 nedan) togs genom att luften (600 m³) sögs genom adsorbentfilter (polyuretan, PPF) med en membranpump under drygt tre månader. Pumparnas effektivitet testades vid provtagningsens början och slut (Larsson et al 1989).

Provtagning av inomhusluft utfördes vid fyra lokaler under tiden 29/11 1990 till 4/3 1991. Provtagning av utomhusluft utfördes vid samma lokaler under tiden 4/3 till 7/6 1991.

2.2 Analys

Proverna förvarades frysta.

Analyserna av PCB i luftprover har utförts av Limnologiska avdelningen, Ekologiska institutionen, Lunds universitet, (bilaga 1). Resultaten är redovisade för olika "dominions" (Schultz et al, 1989).

2.3 Provtagningslokaler

Lokal 1. Flerfamiljshus av typen elementhus i ett bostadsområde i Kalmars ytterområden (gavellägenhet på nedre botten). Huset, som har tre våningar, innehåller fogmassa som består av ca 19 viktprocent PCB av typen Aroclor 1248 (bilaga 2). Totalt beräknas mängden PCB i huset till ca 40 kg. Huset uppfördes under sextiotalet.

Station 1. Inomhusluften är provtagen 1 meter över golvet, centralt i rummet.

Station 7. Utomhusluften är provtagen 1 meter över markytan i direkt anslutning till ytterväggen, dock inte i omedelbar närhet till fog.

Lokal 2. Flerfamiljshus av typen elementhus i ett bostadsområde något mer centralt beläget i Kalmar (lägenhet på andra våningen). Huset som har tre våningar innehåller fogmassa som består av ca 0,2 viktprocent PCB av typen Aroclor 1260 (bilaga 2). Huset är uppfört under sextiotalet. Det är okänt om huset är omfogat.

Station 2. Inomhusluften är provtagen 1 meter över golvytan, centralt i rummet.

Station 8. Utomhusluften är provtagen i höjd med andra våningen i direkt anslutning till ytterväggen, dock inte i omedelbar närhet av fog.

Lokal 3. Kontorslokal i centrala Kalmar. (Lokal på fjärde våningen). Innehåll av PCB i huset, som har fyra våningar, är okänt. Huset ligger vid en relativt trafikerad gatukorsning. Huset är uppfört under slutet av 70-talet.

Station 3. Inomhusluften är provtagen 1 meter över golvytan, centralt i rummet.

Station 9. Utomhusluften är provtagen på taket till byggnaden, 1 meter ovan takyta.

Lokal 4. Enfamiljshus i trä, beläget ca 1,5 mil söder om Kalmar. Innehållet av PCB i huset är okänt. Huset är byggt på 1850-talet.

Station 4. Inomhusluften är provtagen ca 2 meter över golvytan.

Station 10. Utomhusluften är provtagen 1 meter över markytan på en öppen yta.

3. RESULTAT

3.1 Halterna av PCB i utomhus- och inomhusluft

Halterna av PCB i luft, tabell 1 och bilaga 1, är genomgående högre än vad som kan förväntas om man jämför med uppmätta bakgrundsvärden, 0,01 - 0,1 ng PCB/m³ (Larsson et al, 1989 och Broström - Lundén, 1991), i denna rapport satt till mindre än 0,3 ng/m³ (se punkt 4.1). En stark påverkan fås för inomhusluften för station 1, som är 30 gånger högre än medelvärdet för inomhusluft för station 2, 3 och 4. En tydlig påverkan fås också för utomhusluften vid samma lokal, station 7, som är 7 gånger högre än medelvärdet för utomhusluften för station 8, 9 och 10. För klassificering i påverkansgrader, se punkt 4.1. Vidare är samtliga halter i inomhusluft högre än i utomhusluft vid samma lokal. Halten i inomhusluft är 17, 4,5, 3,2 och 4,6 gånger högre än i utomhusluft vid lokal 1, 2, 3 respektive 4. Här bör dock observeras att inomhusluft och utomhusluft är mätta vid skilda tidsperioder.

Tabell 1 Halter av PCB i utomhus- och inomhusluft. Proverna är tagna under en tremånadersperiod. Utomhusluft och inomhusluft är provtagna vid skilda tidsperioder. Halt i ng PCB/m³.

<u>Lokal</u>	<u>Inomhusluft</u>	<u>Utomhusluft</u>
1	80,0 (station 1)	4,6 (station 7)
2	3,6 (station 2)	0,8 (station 8)
3	1,9 (station 3)	0,6 (station 9)
4	2,3 (station 4)	0,5 (station 10)

3.2 Mönsterigenkänning

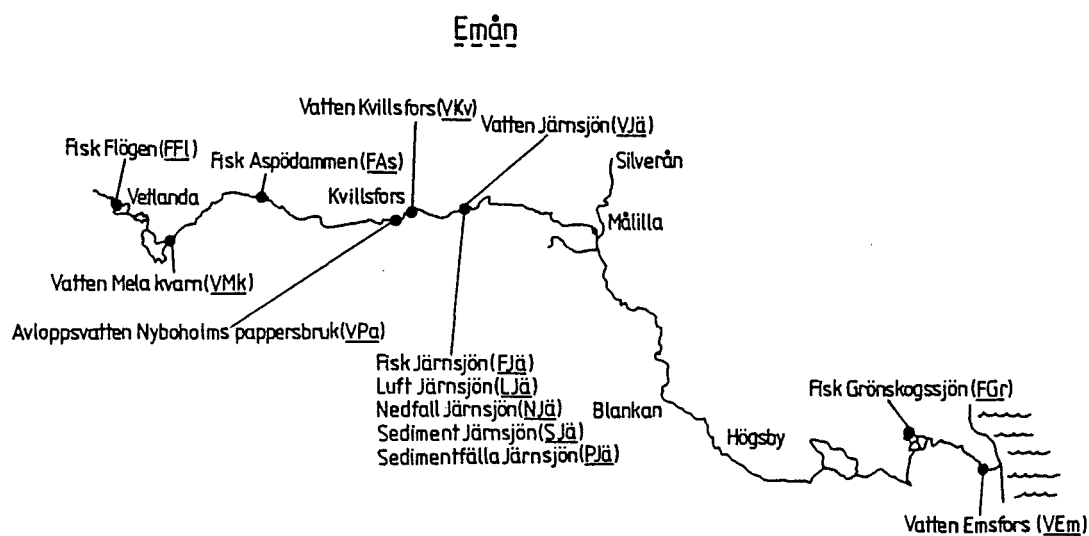
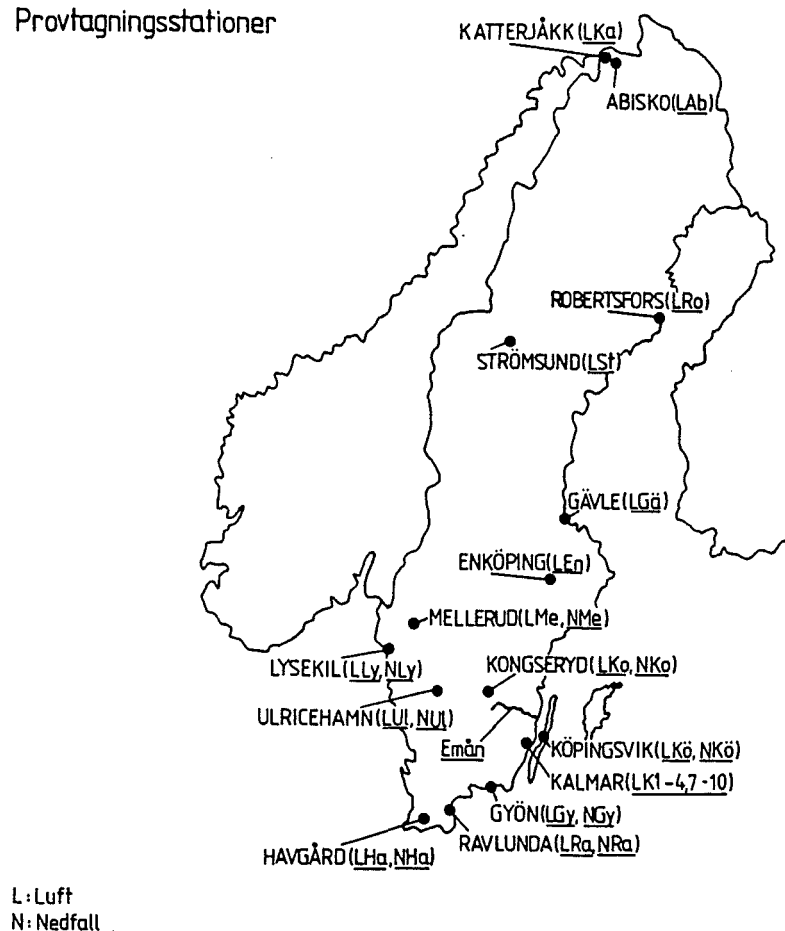
Analysresultaten av luftprover finns redovisade i form av "dominions" (Schultz et al, 1989). Varje dominion kan innehålla en eller flera PCB-kongener, dvs specifika PCB-molekyler. Fördelningen mellan olika dominions ger upphov till olika "mönster". Totalt finns 87 olika dominions som kan jämföras med det teoretiska antalet PCB-kongener som är 209 stycken.

De olika "mönster" som på detta sätt kan erhållas i ett luftprov beror förutom av ursprunglig teknisk blandning på ett flertal faktorer som lokalens närhet till källan (som påverkar uppehållstiden i atmosfären och därmed nedbrytning genom bl a UV-ljus och atmosfärisk-kemiska processer), klimatiska faktorer som temperatur, dominerande vindriktning, mängder och typ av nederbörd, och geografiskt läge, som närhet till hav, höjd över havet etc (Larsson et al, 1989). Inomhus kommer mönstret att påverkas även av inomhustemperatur och ventilationsklimat. I biologiska prover kommer faktorer som upptags-, nedbrytnings- och utsöndringsförmågan för olika PCB-kongener att ytterligare påverka mönstret. Till detta kommer också val av analysmetod och val av standard för kvantifiering. Om man t ex väljer en högklorerad standard, t ex Aroclor 1260, får man en viss diskriminering av lågklorerade "dominions" och på motsvarande sätt, om man väljer en lågklorerad standard, t ex Aroclor 1242, får man en viss diskriminering av högklorerade "dominions".

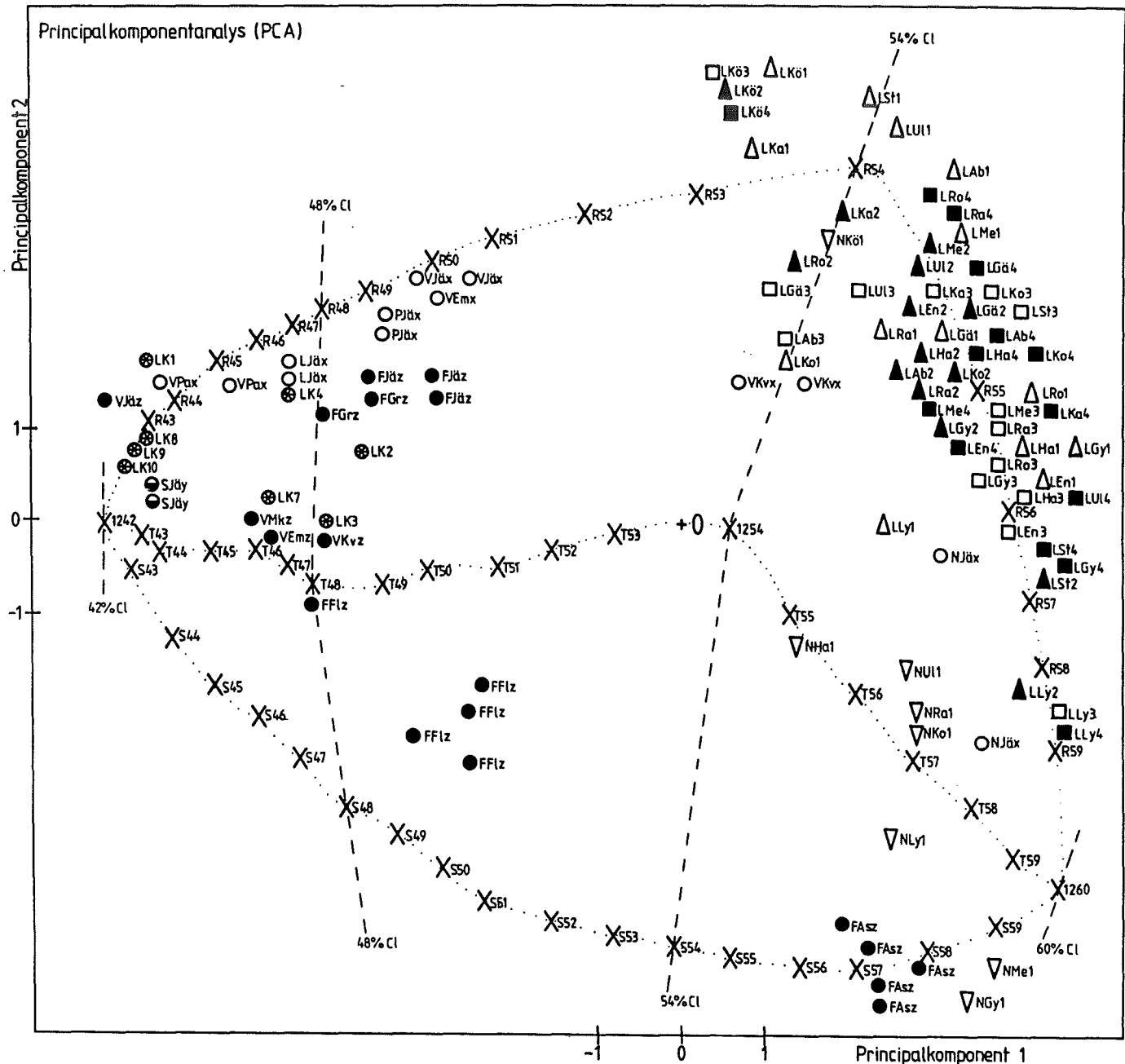
För att undersöka eventuella skillnader i mönstret från olika PCB analyser har principalkomponentanalys (PCA) använts. Analyser har utförts med dataprogrammet SIMCA-3B (Soft Independent Modelling of Class Analog) från SEPANOVA AB, Ö Strandv 14, 12 243 Enskede. För en mer detaljerad beskrivning, se t ex Wold et al, 1985.

Följande beräkningsgång har använts. Resultaten från varje analys resp från varje teknisk blandning (alla 87 dominions har använts, ej detekterade dominions har satts lika med noll) har först logaritmerats ($10\log(x+1)$), där x anger varje enskilt värde. Detta för att minska inverkan av den "svans" av höga värden som fås, och för att få en mer symmetrisk fördelning. Därefter har en normering skett, för de i analysen ingående 87 dominions, så att medelvärdet av alla dominions i ett prov eller teknisk blandning blir lika med noll och med standardavvikelsen lika med ett. Detta innebär att varje analysresultat får samma vikt vid mönsterigenkänning och att totalhaltens inverkan försvinner. Här bör dock observeras att man normalt inte rekommenderar detta sätt att normera data vid SIMCA-analys, framförallt därför att normeringsmetoden blir starkt beroende av extremer (höga värden).

Provtagningsstationer



Figur 1. Provtagningsstationer för analyser av PCB, samt förkortningar som använts i figur 2.



Figur 2. Principalkomponentanalys (PCA) av olika PCB-analyser (objekt). Följande beteckningar har använts (se även figur 1 för beteckningar på namn på lokalen):

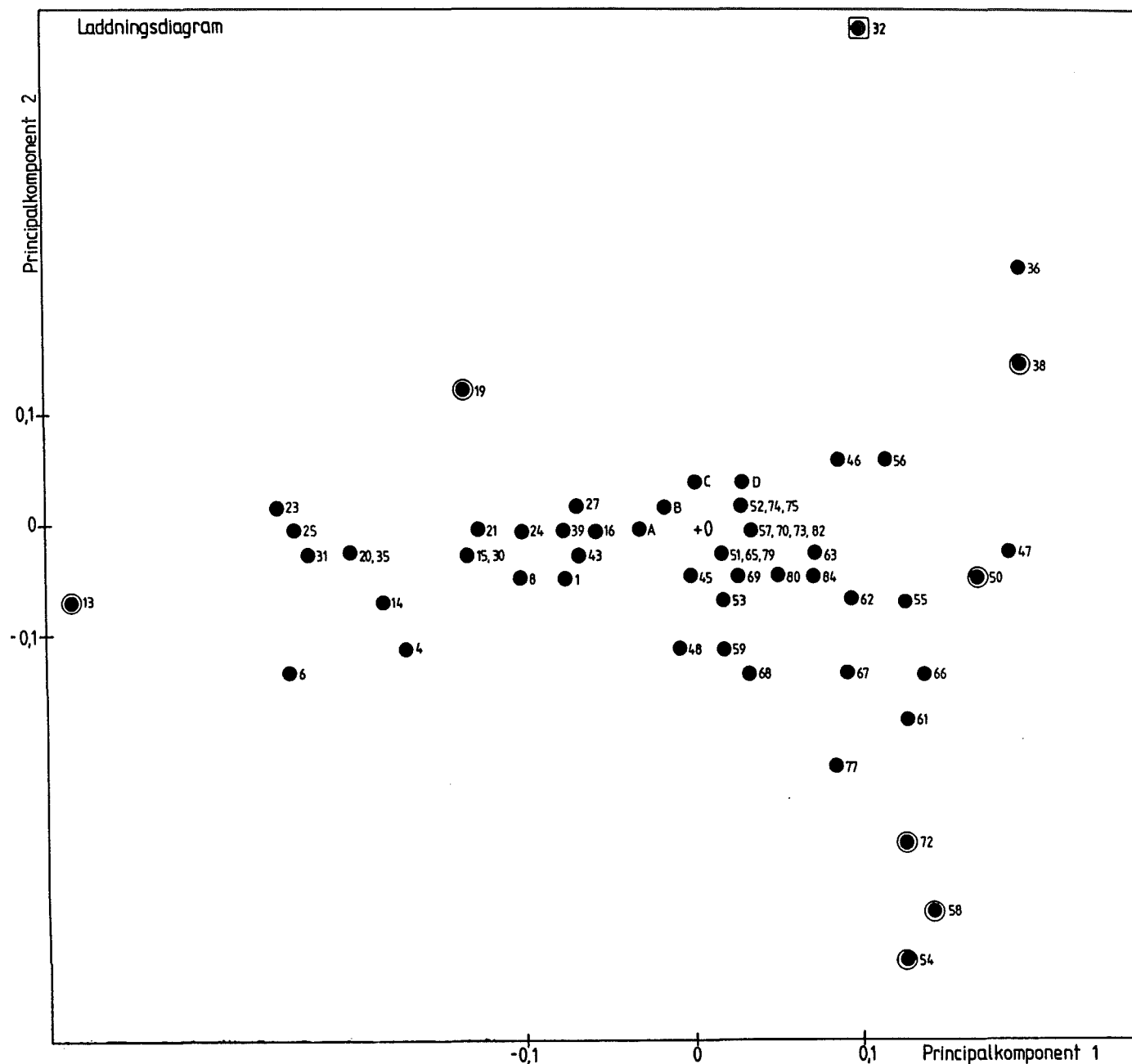
- Första bokstaven: L = luft; V = vatten; S = sediment; P = sediment-fälla; N = nedfall; F = fisk
- Andra och tredje bokstaven: Namn på lokalen; (Pa = pappersbruk)
- Fjärde tecknet: För luftprover; 1, 2, 3 och 4 betecknar provtagningsomgång. För Emåprover; x, y och z betecknar olika provtagnings- och analysomgångar

Undantag luftprover (fogmassa).

Beteckning: LK + nummer (Luft Kalmar stationsnummer)

Lokal	Inomhusluft	Utomhusluft
1	Station 1	Station 7 fogmassa
2	" 2	Station 8 Kalmar tätort
3	" 3	Station 9 Kalmar tätort
4	" 4	Station 10 1,5 mil syd Kalmar

För att lättare kunna jämföra olika analyser har olika symboler använts för de olika provtagningsomgångarna (luftprover) resp analysomgångarna (Emåprover). Se även text för förklaring.



Figur 3. Laddningsdiagram för figur 2. Innehåller olika dominions (variabler). Dominions ingående i beteckningen A-D:

A: dominions 2,3,11,37,42

B: dominions 5,12,34,44

C: dominions 7,17,22

D: dominions 9,10,18,26,28,29,33,40,41,49,60,64,71,78,81,82, 83,85,86,87

Statens naturvårdsverks rekommenderade PCB-kongener

(understrukna) och motsvarande dominions, samt dominion nr

32. Inom parentes anges antal klor som ingår i respektive kongen:

- dominion nr 13, motsvarande kongener, IUPAC 28 och 30 (3-Cl)
- dominion nr 19, motsvarande kongen, IUPAC 52 (4-Cl)
- dominion nr 38, motsvarande kongener, IUPAC 101 och 90 (5-Cl)
- dominion nr 50, motsvarande kongener, IUPAC 118, 123 och 149 (5-Cl, 149: 6-Cl)
- dominion nr 54, motsvarande kongener, IUPAC 153, 105 och 132 (6-Cl, 105: 5Cl)
- dominion nr 58, motsvarande kongener, IUPAC 138, 158 och 160 (6-Cl)
- dominion nr 72, motsvarande kongen, IUPAC 180 (7-Cl)
- dominion nr 32, motsvarande kongener, IUPAC 95 och 66 (5-Cl, 66: 4-Cl)

Istället för att normera data rekommenderas att utvärdera haltens inverkan i principalkomponentanalysen (Söderström et al, 1982). I detta fall minskas denna påverkan genom den inledande logaritmeringen av data.

Resultatet av principalkomponentanalysen redovisas i figur 2 där resultaten från de olika provpunkterna redovisas, se även figur 1 för provpunkternas läge och figur 3 laddningsdiagram.

Principalkomponentanalysen har utförts så att som "träningsdatamängd" (se bl a Statens naturvårdsverk, 1992, faktablad 9397), för att kallibrera datamodellen, har använts analyser av PCB i olika medier, luft, nedfall, vatten, fisk, material från sedimentfällor, sediment samt Aroclorstandard 1242, 1254 och 1260 och blandningar därav (data hämtade från Schultz et al, 1989). Detta möjliggör en utvärdering av erhållna resultat eftersom resultaten tidigare tolkats med andra metoder. Som "testdatamängd" (se bl a Statens naturvårdsverk, 1992, faktablad 9397) har sedan en blandning av Aroclor 1242, 1260 och en konstgjord standard lagts in för att få en bättre överensstämmelse med luftproverna (märkt med R + kloreringsgrad i figuren). Framför allt har dominion nr 32 fått ett större inflytande än vad den har i Aroclorstandarderna.

Vid principalkomponentanalysen är det vanligt att man viktar de olika dominions (variablerna) så att dessa får samma vikt. I detta fall har ingen sådan viktning av variablerna gjorts. Det innebär som nämnts ovan att de olika analyserna och standardblandningarna (objekten) får samma vikt.

Här bör observeras att syftet med mönsterigenkänningen inte i första hand varit att klassificera proverna efter vilken teknisk blandning de bäst överensstämmer med. I stället har de tekniska blandningar använts, tillsammans med de olika PCB-analyserna, som underlagsdata för att ge en bra spridningsmodell, som gör det möjligt att bedömma de olika prover man är intresserad av sinsemellan. Det innebär att de olika tekniska blandningarna inte utgjort underlag för att dela upp materialet i olika klasser, utan använts tillsammans med övriga analysmaterial för att kalibrera en klass. Till detta har lagts "testdatamängden" för att lättare kunna jämföra bl a kloreringsgraden i framför allt luftproverna.

Vid principalkomponentanalysen fås förutom läget av olika analyser resp blandningar av standarder (se figur 2) även fördelning av de olika "dominions", i det sk laddningsdiagrammet (se figur 3). Läget av de olika punkterna i figur 2 och figur 3 är sådant att de följs åt i olika riktningar. T ex drar dominion nr 13 (figur 3) analyser och blandningar av standard som innehåller denna dominion åt vänster i figur 2. De analyser och blandningar av standard som innehåller relativt stor mängd av denna dominion hamnar alltså till vänster i figur 2, exempelvis Aroclor 1242. Ur laddningsdiagrammet kan man alltså utläsa betydelsen av olika dominions.

I laddningsdiagrammet har också de dominions som innehåller de av Naturvårdsverket rekommenderade enskilda kongener markerats med en cirkel. Som vi ser har dessa dominions stor betydelse när det gäller att skilja olika analysresultat åt, men också att ett flertal dominions som har betydelse saknas i rekommendationen, t ex dominion 32. En del dominions innehåller flera kongener som i vissa fall har olika klorinnehåll. Generellt ökar dock kloreringsgraden med ökat dominionsnummer.

Dominions med nummer 1-31 motsvarar 2-4 kloratomer per molekyl, dvs kloreringsgrad 32-48% med tillägg av dominion 35 och undantag av dominion 26 (5-klor).

Dominions med nummer 32-52 motsvarar 5 kloratomer per molekyl, dvs kloreringsgrad 54%, med tillägg av dominion 26 och undantaget dominions 35, 45, 48 och 51.

Övriga dominions innehåller 6 eller fler kloratomer per molekyl, dvs kloreringsgrad 60% och däröver.

Det innebär att vi i figur 2 finner analyser och standarder med lägst kloreringsgrad längst till vänster och att kloreringsgraden ökar när vi går till höger och att de högsta kloreringsgraderna finns längst nere i högra hörnet i figuren. Genom att studera laddningsdiagrammet kan man också göra ett urval av betydelsefulla dominions för fortsatt analys eller för att planera nya analyser, där man av olika anledningar inte vill kvantifiera alla dominions.

För att underlätta utvärderingen i figur 2 har blandningar av standard förbundits med prickade linjer. Blandning mellan 1242 och 1260 betecknas med S + kloreringsgrad. Blandning mellan 1242 och 1254 resp 1254 och 1260 betecknas F + kloreringsgrad. Slutligen har, efter utförd kalibrering, lagts till en blandning mellan 1242 och en konstgjord standard (R54), respektive R54 och 1260. En sträckad linje har också lagts in i figuren för kloreringsgrad 42%, 48%, 54% och 60%.

Att figur 2 ger en god bild över olika PCB-mönster kan man bl a utläsa av följande :

I Emån har analys gjorts på abborre (1 + =ålder 1 år och en sommar) vid några olika stationer.

Längst upp i systemet (se figur 1) har prover tagits ur sjön Flögen. Ingen känd PCB-källa har identifierats och belastningen beror troligen på luftnedfall, genomsnittsvärde 1,5 ug/g fett, n = 10. I figuren har fem analyser, märkta FF1z, tagits med. Analysresultatet finns i figurens nedre del, kloreringsgrad 48-51 %. Ett prov avviker något från de övriga.

Längre nedströms har prover i Aspödammen tagits. Här har i bl a sediment har det konstaterats att det rör sig om en högklorerad PCB, kloreringsgrad 60%. I figurens nedre högra hörn finner vi analysresultaten, fem stycken, märkta FAsz, genomsnittshalt 9,5 ug/g fett, n = 10.

Ytterligare längre ned har prover tagits i Järnsjön. Sjön är starkt påverkad av lågklorerad PCB, med kloreringsgrad 42 %, från ett returpappersbruk (Nyboholm), som tidigare hade fått in självkopierande papper, (NRC-papper) innehållande PCB, via returpapperet. Idag är det Järnsjöns sediment som utgör källan. Tre prover finns redovisade, märkta FJäz, genomsnittshalt 36,7 ug/g fett, n = 10. I figurens övre del, kloreringsgrad 49-50 %.

Slutligen har prover tagits i närheten av Emåns mynning i Grönskogssjön. Två prover finns redovisade märkta FGrz. Vi finner dessa i omedelbar närhet av prover från Järnsjön. Genomsnittshalt 6,9 ug/g fett. Detta ger mycket starka belägg för att påverkan på Grönskogssjön är densamma som för Järnsjön. (Larsson m fl, 1992a).

Intressant i figuren är även gjorda luftundersökningar i Järnsjön. Två prover, som är tagna i direkt anslutning till vattenytan, finns redovisade, märkta LJäx. Vi finner proverna långt till vänster i figuren, vilket innebär en låg kloreringsgrad (47 %). Däremot skiljer sig nedfalls-mönstret radikalt från luft provet. I figuren finns två prover märkta NJäx redovisade. Dessa finns i figurens högra sida, något skilda åt. Kloreringsgrad 57-58 %. Detta tyder på att den PCB som avgår från Järnsjöns vatten under mätperioden inte faller ned i dess närhet, utan att vi i nedfallet i stället mäter det regionala nedfallet. Det regionala nedfallet kännetecknas av en högre kloreringsgrad, som framgår av redovisade nedfallsresultat från olika platser i Sverige. Medelvärde av nedfallet, vid Järnsjön, var 0,15 ug/m²/mån (Larsson et al, 1990), som kan jämföras med bakgrundsnefallet av PCB för Sverige 1984/85, 0,75 ug/m²/mån (Larsson et al 1989).

I figurens övre del finner vi luftprover från Köpingsvik tagna under året, uppdelat i fyra perioder (1-4). Kloreringsgrad 53-54 %. Dessa prover avviker från de övriga proverna främst genom förekomsten av IUPAC nr 95, dvs dominion 32, som vi kan utläsa ur laddningsdiagrammet (figur 3). Detta har tidigare konstaterats via klusteranalys av nedfallsdata. (Larsson et al, 1989).

Tittar vi nu på de luftproverna som analyserats i denna undersökning, i figur 2, LK1 - LK4 resp LK7 - LK10 ser vi att samtliga prover har en kloreringsgrad som ligger mellan 42 % och 48 %, eller strax där över. Dessa skiljer sig alltså radikalt från de luftprover som tagits över Sverige och som återfinns till höger i figuren. Här bör dock en viss försiktighet iakttas då det är fråga om olika undersökningar. Det kan vara så att skillnaden mellan de båda undersökningarna förstärks genom kvantifiering mot olika standard, dock inte så mycket att huvuddragen i figuren försvinner. Vidare ser vi att utomhusproverna LK8 - LK10 ligger väl samlade. Detta tillsammans med likheten i uppmätta halter, 0,5 - 0,8 ng/m³, antyder att vi har en gemensam källa. Om denna utgörs av Kalmar stad eller utifrån kommande PCB går ej att fastställa i denna undersökning.

För motsvarande prover i inomhusluft LK2 - LK4 finner vi en större spridning och en ökad kloreringsgrad. Spridningen kan bero på skillnader i inomhusmiljö, som temperatur, ventilationsklimat etc. Detta kan även påverka sammansättningen av PCB i luften och därmed kloreringsgraden. Till detta skall också läggas de olika tidsperioder under vilka inomhusluften resp utomhusluften uppmättes.

Som redovisats tidigare, under punkt 3.1, får vi även större spridning i PCB-halten i inomhusluft (1,9 - 3,6 ng/m³) än i utomhusluft. Halten är också högre i inomhusluft än utomhusluft. Observera dock ånyo de skilda provtagningsperioderna.

Proven från huset med hög halt av PCB i fogmassan skiljer sig mest markant åt. Det gäller både inomhusluft, LK1, och utomhusluft, LK7.

Dessutom har vi här det omvända förhållandet när det gäller kloreringsgraden, dvs inomhusluften, (LK1), har lägre kloreringsgrad än utomhusluften och ligger närmare utomhusluften vid de övriga stationerna, LK8 - LK10, och att motsvarande utomhusluft, (LK7) ligger närmare inomhusluften för de övriga stationerna, LK2 - LK4.

Halterna skiljer sig också som tidigare nämnts, avsevärt åt, ca 30 ggr högre halt i inomhusluft och 7 ggr högre halt i utomhusluften i jämförelse med de övriga stationerna.

Antalet prover är dock alldeles för litet för att några säkrare slutsatser skall kunna dras, men principalkomponentanalysen (PCA) visar att det bör vara en framkomlig väg att få mer information från analysresultaten än att enbart titta på totalhalten av PCB.

4. DISKUSSION

4.1 Klassificering av PCB-halten i luft.

För att underlätta en jämförelse och utvärdering av olika halter av PCB i luftprover lämnas nedan ett förslag till klassificering av olika halter av PCB. Förslaget bygger på olika undersökningar som utförts på utomhus- och inomhusluft och på riskbedömning som finns redovisad under punkt 4.3.

Utgångspunkten för förslaget är naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Statens naturvårdsverk, 1990). Här utgår man från tillståndsklasser, vilka skall spegla det ursprungliga tillståndet, som skulle varit rådande i ett opåverkat naturlandskap. Mot detta ställs det nuvarande tillståndet i form av påverkansgrad. Påverkansgraden beräknas genom kvoten mellan nuvarande halt och ursprunglig halt. När det gäller PCB talar all hittillsvarande kunskap för att PCB ej produceras på naturlig väg och därmed skulle den ursprungliga halten vara noll. Jag har därför undvikit att använda tillståndsbegreppet och istället direkt klassificerat påverkansgrad. Dock har det varit praktiskt att bibehålla ordet bakgrundshalt, även om det enligt ovan är oegentligt. Med "bakgrundshalt" menas här den halt av PCB man mäter upp i frånvaro av lokala källor och episoder med höga halter av PCB. Vanligen brukar man sätta denna bakgrundshalt till mellan 0,01 - 0,1 ng PCB/m³ (Larsson et al, 1989 och Broström-Lundén, 1991). Här har bakgrundshalten satts till 0.3 ng PCB/m³. för att erhålla en något mindre känslig gräns när det gäller inplacering i påverkansgrader.

Under punkten 4.2 görs en jämförelse mellan uppmätta halter och påverkansgrad.

Under punkt 4.3 redovisas en riskbedömning som förklarar valet av 100 ng PCB/m³ som gräns för när åtgärder bör sättas in, **åtgärdsgräns**, och valet av 10 ng PCB/m³ som gräns för när ytterliggare undersökningar bör utföras, **undersökningsgräns**, enligt denna rapports bedömningar.

Förslag till klassindelning av påverkansgrad

Halt PCB ug/m	Klass	Benämning
< 0,3	0	Ingen eller obetydlig påverkan
0.3-10	1	Tydlig påverkan
10-100	2	Stark påverkan ('undersökningsgräns')
> 100	3	Mycket stark påverkan ('åtgärdsgräns')

Kommentarer:

- Klass 0, utgör "bakgrundshalt" (se även Larsson et al, 1989, Broström - Lundén, 1991 och Bidleman et al, 1987).
- Klass 1, föroreningsepisoder och/eller lokala källor (se även Larsson et al, 1989, Broström-Lundén, 1991 och Bidleman et al, 1987).
- Klass 2, lokala källor. Vid dessa halter bör källan spåras och eventuella åtgärder vidtas.
- Klass 3, det värde vid vilket enligt denna rapport sanering bör övervägas, efter det att källan lokaliseras.

I Sverige finns ett gränsvärde för PCB i luft, som gäller vid arbete med PCB. Detta värde är 10 000 ng/m (10 µg/m) (Arbetarskyddstyrelsen, 1984)

Vid analys av PCB i luft spelar givetvis provtagningstiden en stor roll. Detta material bygger till stor del på en provtagningstid omfattande tre månader, vilket i många fall kan vara svårt att uppnå.

Förslagsvis bör varje provtagning omfatta 24-timmars medelvärde och helst en upprepad provtagning för att få ett mått på spridningen.

4.2 Jämförelse med andra luftundersökningar

* I en undersökning av PCB 1984/85 upprepades en nedfallsstudie som utförts 1972/73 vid elva stationer fördelade över Sverige. Vid studien utökades antalet stationer med ytterliggare tre stycken. Man konstaterade att nedfallet av PCB var likartat, dvs någon större minskning hade inte inträffat (Larsson et al, 1989). Vid den senare studien provtogs också PCB i luft, från oktober 1984 till oktober 1985, uppdelade på fyra tremånadersperioder, totalt 56 analyser. Klart förhöjda halter påvisades i Lysekil och Mellerud. Genom de båda berörda kommunernas försorg utfördes även analyser 1987. Vid de stationer som visade förhöjda halter gjordes en komplettering med ytterliggare stationer i de båda områdena. (Skrivelse 1988-11-23, från Miljö- och hälsoskyddskontoren i Lysekil och Mellerud till naturvårdsverket). I nedanstående sammanställning ingår 14 analyser från denna kompletterande undersökning.

Följande fördelning av PCB-halter i luft, klassificerade i olika påverkansgrader, erhöles i de båda undersökningarna.

klass	halt PCB ng/m ³	antal	kommentar
0	< 0,3	59	-
1	0,3-10	6	Lysekil (1), Mellerud (2), Enköping (2), Köpingsvik (1)
2	10 - 100	4	Lysekil (4)
3	> 100	1	Lysekil (1)

* Fyra mätningar under 1989 respektive 1990 i Rörvik (västkusten), vardera omfattande en provtagningslängd på 10 dagar, gav halter mellan 0,07 - 0,67 ng PCB/m³ (Brorström - Lundén, 1991). Den högsta halten angavs bero på en föroreningsepisod. Uppmätta värden vid Rörvik ligger i påverkansklass 0 (7 analyser) och i påverkansklass 1 (1 analys vid en föroreningsepisod). Vid Aspvreten, belägen på ostkusten, har mätningar under 1983 till 1985 givit halter mellan 0,02-1,2 ng PCB/m³, medianvärde 0,17 ng PCB/m³ (Bidleman et al, 1987). Vid mätningar av partikelburen PCB under december 1975 - februari 1976, november 1977 - januari 1978 och mars 1978 dras bl a följande slutsatser (Lindskog, 1980):

- Även "ren luft" (Rörvik) innehåller PCB, främst Aroclor 1248, i halter om ca 0,1 ng PCB/m³. Detta innebär att en viss intransport till Sverige äger rum.

- Göteborg stad tycks utgöra en källa för PCB. (Högst uppmätt halt 2,6 ng PCB/m³).

- * I Antarktis låg halterna av PCB i atmosfären i början av 1980-talet mellan 0,06 och 0,18 ng PCB/m³. Halterna steg norrut mot Sydafrikas kust till ca 0,25 ng PCB/m³ (Tanabe et al, 1983).
- * Medelkoncentrationen i atmosfären har beräknats till 0,29 ng PCB/m³ för norra Atlanten, 0,096 ng PCB/m³ för norra Stilla havet, 0,033 ng PCB/m³ för södra Atlanten och södra Stilla Havet och 0,12 ng PCB/m³ för Indiska Oceanen (GESAMP, 1989).
- * Vid mätningar av luftavgång från en PCB-kontaminerad sjö, ca 400 kg PCB i bottensediment på en yta av 0,25 km², varierade halten av PCB i luft, omedelbart ovan vattenytan, mellan 0,7 och 4,9 ng PCB/m³. Provtagningen omfattade 13 veckor, där varje provtagning skedde under en vecka (Larsson et al, 1988). Uppmätta värden, 13 stycken, ligger i påverkansklass 1.
- * Vid en sanering av PCB-kontaminerade jordmassor (Hosein et al, 1987) uppmättes halten i luft till 240 ng PCB/m³ vid arbetsplatsen. Fördelningen i luft- och partikelfas var lika. Längre bort (5 till 100 m) från källområdet sjönk halterna till 51, 28 och 8 ng PCB/m³. Uppmätta värden ligger i påverkansklass 3 (1 värde), påverkansklass 2 (2 värden) och påverkansklass 1 (1 värde).
- * I staden Köln har hälsovårdsmyndigheterna mätt PCB-halten i inomhusluften i bl a en skola. Källan till PCB fanns framförallt i fogmassan mellan betongelementen och mellan betongelementen och fönsterkarmarna. Minst 1500 ton PCB beräknas finnas i före detta västtyska hus trots att PCB förbjöds 1978. Men siffran kan vara många gånger högre. Kostnaden för en landsomfattande sanering av PCB i dåvarande västtyskland anges till åtskilliga miljarder kronor. (Ny teknik, 1990). Burkhardt et al, 1990, redovisar mätningar av PCB i skolans inomhusluft. Halterna varierar från 35 till 2070 ng PCB/m³, (n=50). I utomhusluften låg halterna mellan 5 och 50 ng PCB/m³ (n=5). I samband med saneringen steg halten i ett av rummen till 12360 ng PCB/m³. Redovisade totalhalter av PCB har beräknats genom att multiplicera summan för kongenerna 28, 52, 101, 138, 153 och 180 (IUPAC-nummer, se Ballschmiter and Zell, 1980) med 5. Provtagningstiden var 24 timmar. Halten PCB i fogmassan låg mellan 12,4 och 31,7 viktprocent.

Följande fördelning av PCB-halter i luft, klassificerade i olika påverkansgrader, erhöles i undersökningen.

Klass	Halt PCB ng/m ³	antal	Kommentar
0	<0,3	0	
1	0,3 - 10	2	Utomhusluft(1)
2	10 - 100	8	Utomhusluft(4)
3	>100	45	

I påverkansklass 3 låg 8 värden mellan 100 -300 ng PCB/m³, 26 värden mellan 300-1000 ng PCB/m³ och 11 värden mellan 1000 -10000 ng PCB/m³. Värden under saneringen är ej medtagna.

Om vi summerar ovanstående redovisade analysresultat, med beaktande av skilda provtagningstider, från ett dygn till tre månader , och olika analysmetoder erhålls med totalt 158 analyser (inklusive denna undersökning) följande fördelning, klassificerade i påverkansgrader:

Klass	Halt PCB ng/m ³	Antal	Kommentar
0	<0,3	66	" Bakgrundsluft".
1	0,3-10	30	Föroreningsepisoder, lokala källor (inkl tätortsluft, avgång från PCB-förorenad sjö och sanering av PCB-kontaminerad jord) och även inomhusluft där ingen känd PCB-förekomst finns (denna undersökning).
2	10-100	15	Inomhusluft (fogmassa innehållande PCB), utomhusluft (Lysekil) och sanering av PCB-kontaminerad jord.
3	> 100	47	Inomhusluft (fogmassa innehållande PCB), Utomhusluft (Lysekil ett värde) och sanering av PCB-kontaminerad jord (ett värde). (Observera att 45 av dessa värden gäller för ett objekt).

Ovanstående sammanställning omfattar analyser av utomhusluft som täcker ett geografiskt stort område med mätningar som pågått under lång tid. Vi ser, att om vi tar bort analysvärden hämtade från undersökningen av skolan i Köln, hamnar de flesta värdena i påverkansgrad 0 och 1 och de analysresultat som hamnar i påverkansgrad 2 och 3 är sällsynta. (Fem värden i Lysekil, tre värden från sanering av kontaminerad jord och ett värde från hus innehållande fogmassa i denna undersökning). Omvänt hamnar de i denna rapport redovisade analysresultaten från byggnader innehållande PCB i påverkansgrad 2 och högre. Det redovisade resultatet från denna undersökning, station 1, hamnar i den nedre regionen av uppmätta PCB-halter i inomhusluft. Dock bör man vid jämförelse ta hänsyn till skilda provtagningstider och olika sätt att kvantifiera PCB-halterna.

Analysresultat från fler byggnader innehållande PCB i fogmassa behövs om man vill dra mer generella slutsatser om PCB-halten i inomhusluft orsakad av PCB i fogmassan. Hänsyn bör också tas till om byggnaden innehåller PCB i isolerrutornas förseglingsmassa. (se bl a Åhlund, 1990)

4.3 Riskbedömning.

För närvarande finns inte något fastställt värde för tolerabelt dagligt intag (TDI), eller veckointag (TVI), för PCB. Detta beror bl a på att de föreliggande toxikologiska långtidsstudierna till största delen har utförts med olika tekniska preparat. Sammansättningen (kloreringsgraden etc) hos olika tekniska preparat kan variera betydligt och beståndsdelarna (kongenerna) i de tekniska blandningarna skiljer sig från de PCB-kongener som förekommer i biologiskt material (se bl a under punkt 3.2). Detta innebär att toxikologiska riskbedömningar i form av TDI-värden är behäftade med stor osäkerhet.

I ett dokument som utarbetats på begäran av Nordiska ministerrådet (Ahlborg et al, 1992) dras följande slutsats.

"Utvärderingen av tillgängliga data på PCB har visat att den tillgängliga databasen inte medger att man genomför en traditionell riskbedömning, dvs det är inte möjligt att rekommendera ett tolerabelt dagligt intag vare sig för total-PCB eller för någon enskild kongen."

I en tysk rapport (Burkhard et al, 1990) redovisas några olika förslag till riktvärden för inomhusluft:

A. Nollnivå, dvs PCB-halten skall vara noll i luften

B. Jämförelse med uppmätt halt i utomhusluften i närheten av en PCB-kontaminerad skola (PCB i fogmassa) som låg mellan 5 - 50 ng PCB/m³.

C. 10% av det normala intaget av PCB. Det normala intaget skattas till 10% av TDI-värdet (I rapporten angivet till 1 ug PCB/kg kroppsvikt och dag). En beräkning för barn som vistas i skolan utförs. Följande data används: kroppsvikten 35 kg, vistelsetid i skolan 8 timmar, mängd andningsluft 10 m³/dygn. Detta ger ett värde i luft på 100 ng PCB/m³, som ej skall överskridas.

D. 10% av ovan angivet TDI-värde. Här utgår man från en vistelsetid på 24 timmar, i övrig data som ovan. Det ger ett värde i luft på 350 ng PCB/m³, som ej skall överskridas.

E. Samma som för alternativ D, men vistelsetiden är nu istället 8 timmar. Halten som ej får överskridas i luft blir 1050 ng PCB/m³.

Ur försiktighetssynpunkt rekommenderas att ett godtagbart värde på halten av PCB i inomhusluften i skollokaler efter sanering bör ligga under 100 - 300 ng PCB/m³.

Det kan också nämnas att Ontario har ett luftkvalitets-kriterie, omfattande allmänheten, lika med 150 ng PCB/m³ mätt under 24 timmar (Ontario, 1985).

I samband med förhöjda halter i utomhusluft i Lysekils och Melleruds kommuner gjordes en bedömning ur miljö- och hälsoskyddssynpunkt (Statens naturvårdsverks skrivelse 1990-02-05). Koncentrationen av PCB i luftprover från Lysekil varierade mellan 10 - 100 ng PCB/m³. En normal-människa som ej befinner sig i fysiskt arbete antogs inanda ca 6 l luft/minut, vilket motsvarar en luftvolym på ca 3500 m³ under ett år. Effektiviteten mellan luft/lunga/blod antogs vara 50%.

Detta skulle innebära att en människa som vistas i detta område alla årets 365 dagar skulle få i sig mellan 18 och 180 ug PCB, dvs 1,2 - 12 % av tillskottet från 2 kg fisk, samt 0,1 - 1,0 % av normalbelastningen via föda. Intag i fisk är beräknat från 1 kg lax och 1 kg strömming, fångad i Östersjön, med halterna 1 ug PCB/g färskvikt respektive 0,5 ug PCB/g färskvikt. Normalintaget av PCB via föda anges till ca 20 mg/år/person. Här bör dock observeras att sammansättningen på PCB i luft sannolikt är en annan än de i fisk.

Med utgångspunkt från ovanstående bör halten i inomhusluft inte överstiga 100 ng PCB/m³ vid vistelse under 24 timmar. Vid en vistelse under 8 timmar, och i övrigt i luft innehållande låga PCB-halter, kan eventuellt gränsen höjas till 300 ng/m³. Detta överensstämmer med de riktvärden som de tyska hälsoskyddsmyndigheterna arbetar efter.

I denna rapport föreslås därför följande gränser:

- * **Åtgärdsgräns** vid 100 ng PCB/m³
- * **Undersökningsgräns** vid halter som ligger mellan 10-100 ng PCB/m³

Det bör observeras att det nästan alltid behövs en **avvägning** från fall till fall, där hänsyn tas till bl a hälsa, tillgänglig teknik att avlägsna PCB och till kostnaden. Följande bör dock ingå i en sådan avvägning när det gäller PCB i fogmassa:

- Ofta tillbringar man en stor del av tiden i bostaden. Framst gäller det riskgrupper som t ex spädbarn.
- Även om man inte tillbringar hela sitt liv i bostaden, kan det utgöra en betydande del av livet och framförallt i känsliga livsstadier.

- Även om källan till PCB i inomhusluft i form av fogmassa inte har hur lång livstid som helst, kan det dröja åtskilliga år innan den byts ut.
- Läckage av PCB från fogmassa kontaminerar också huset i övrigt, även om dessa sekundärt bildade källor inte ger upphov till lika höga koncentrationer av PCB i inomhusluften.
- Bidraget till luft, dagvatten och spillvatten har inte kvantifierats. Den totala tillförseln är bl a beroende på den mängd fogmassa, som innehåller PCB, som finns. Genom att avlägsna den minskar tillförseln av PCB. PCB i fogmassa finns dock omnämnt som en trolig källa till PCB i kommunalt slam (Holmström, 1986).
- Omhändertagandet av fogmassa, innehållande PCB har inte skett på ett tillfredställande sätt, kanske framförallt för att man inte känt till att denna typ av fogmassa innehåller PCB. Fogmassorna som innehåller PCB är ett miljöfarligt avfall och skall tas om hand av SAKAB. Uppgifter finns om att fogmassorna tidigare har eldats upp eller transporterats till tippar.
- Det finns ersättningsprodukter för de fogmassor som innehåller PCB.

Till sist kan nämnas att riskuppskattningar av ämnen i den yttre miljön ofta baseras på data från yrkesmedicinska erfarenheter och försök. Kraven på låg halt av föroreningar i luft är i allmänhet avsevärt strängare i den yttre miljön än i arbetsmiljön. Detta motiveras av att extra känslig grupper som spädbarn och sjuka människor inte beaktas vid yrkesmedicinska riskuppskattningar. Dessutom är yrkesmedicinska riskuppskattningar baserade på en till antalet begränsad grupp, vilket innebär att ovanliga effekter bara uppträder vid höga exponeringsnivåer. Hänsyn måste också tas till att luften i den yttre miljön inandas man i princip 24 timmar om dygnet i alla veckans dagar, kanske hela livet. (Andersson - Sköld m fl, 1991).

4.4 Belastning på miljön.

Bidraget från PCB i fogmassa till luft, dagvatten och spillvatten är inte kvantifierat. Som en trolig källa till PCB i kommunalt slam omnämns PCB i fogmassa av Hans Holmström, Svenska vatten och avloppsverksföreningen (Holmström, 1986). Totala mängden beror ytterst på hur mycket fogmassor, som innehåller PCB, som finns kvar i byggnader och med vilken hastighet som PCB avgår från fogmassan. För att ändå göra en grov uppskattning kan man utgå från att ca 0,1 % av totala kvarvarande PCB-mängden i fogmassa avdunstar varje år. Emissionsfaktor ($F(n)$) för ett visst år, n år efter fogning ges då av:

$$F(n) = \sum_{i=0}^n (-1)^i \binom{n}{i} (0,001)^{i+1} ; \binom{n}{i} = \frac{n!}{(n-i)! \cdot i!}$$

där n är antalet år efter fogning.

För år noll, dvs samma år som fogningen utförs ($n=0$) ges emissionsfaktorn, $F(0)$, av:

$$F(0) = 0,001$$

Emissionen, för ett visst år, n år efter fogning ges då av:

$$E(n) = F(n) \cdot Co \text{ [ton PCB/år]}$$

där Co är den totala ursprungliga mängden av PCB i ton.

Här görs dock en förenkling i förhållande till ovanstående formler. Den årliga emissionen antas helt enkelt vara 0,1 - 0,2 % av den ursprungliga PCB-mängden. I den ursprungliga PCB-mängden ingår inte den PCB som genom omfogning eller rivning har avlägsnats. Det skulle ge en halveringstid för PCB i fogmassa på 500 respektive 250 år. Här har antagits en linjär avgång av PCB. Detta kan jämföras med den mängd PCB som, via skurning och spolning, varje år bortfördes från en golvbeläggning av typ Acrudur, och som innehöll ca 12 viktprocent PCB. Av en totalmängd på ca 100 - 200 kg PCB bortfördes årligen ca 0,5 kg PCB med avloppsvattnet. Detta motsvarar en emissionsfaktor på mellan 0,25 - 0,5 % (Gustafsson, 1990).

Om kvarvarande mängd fogmassor, innehållande PCB i flerfamiljshus, villor, kontor, offentliga byggnader och industribyggnader, antas vara mellan 100 och 500 ton, skulle den årliga emissionen kunna uppskattas, med emissionen 0,1 - 0,2 %, till mellan 0,1 och 1 ton. Emissionen kan jämföras med angivet bakgrundsnedfall för Sverige 1984/85 lika med 4 ton, (0,75 ug/m²/år). (Larsson et al, 1989). I undersökningen gjordes också en jämförelse med nedfallsdata för PCB från 1972/73. Ingen minskning kunde konstateras för nedfallet av PCB.

Utifrån ovan redovisade uppskattningar skulle emissionen av PCB från fogmassa utgöra mellan 2,5 - 25 % av bakgrunds-
nedfallet i Sverige. Dock är den gjorda uppskattningen mycket osäker, framförallt eftersom inga säkra uppgifter om kvarvarande PCB i fogmassa finns tillgängliga.

Även den totala mängden använd fogmassa, som innehåller PCB, är dåligt känd. PCB i fogmassa finns inte upptagen i någon av de sammanställningar över kvantiteter som gjordes i Sverige under 70-talet och som är genomgångna inför denna rapport. En förklaring kan vara att de sammanställningar som gjordes, i hög grad byggde på importstatistik. Till skillnad från de flesta produkter som innehåller PCB importerades inte fogmassan färdigblandad med PCB, utan blandades i Sverige enligt riktrecept från Tiokol Corporation (USA), med ca 23 viktprocent inblandning av PCB. Det innebär troligen att enbart PCB-oljan registrerades i importstatistiken. Det är möjligt att den för detta ändamål importerade PCB-oljan fördes till användning i transformatorer eller kondensatorer i gjorda sammanställningar eller att den saknas helt. Förseglingsmassa (PRC 408) för isolerrutor importerades dock färdigblandad, med ca 23 viktprocent PCB, och finns följaktligen med i gjorda sammanställningar över kvantiteter. Som jämförelse antar man att mängden i Västtyskland överstiger 1500 ton PCB i fogmassa (Ny Teknik, 1990).

I ett flerfamiljshus innehållande 24 lägenheter har mängden PCB beräknats till 45 kg. (Hammar 1990). Det skulle ge ca 2 kg PCB/lägenhet. OM man under 1960-talets miljonprojekt antar att det byggdes 500 000 lägenheter som innehöll fogmassa med PCB skulle det innebära totalt 1000 ton PCB. Till denna mängd skall läggas den mängd PCB som ingick i isolerfönstrens förseglingsmassa (PRC 408). Totalt förbrukade Emmaboda Glas under åren 1965 - 1973 ca 380 ton lim, varav ca 20 % utgjordes av spill och deponerades. Emmaboda Glas svarade för ca 40 % av isolerfönstertillverkningen under denna tidsperiod (Åhlund, 1990). Med motsvarande spillprocent och ett PCB-innehåll på 23 viktprocent kan det antas att ca 175 ton PCB spreds via isolerrutorna till olika byggnader. Troligen har en större del av denna mängd avläsnats än vad som gäller för fogmassa eftersom fönster är mer utsatta för förslitning än fogarna mellan betongelementen i ett hus.

Om PCB från fogmassa skulle svara för den storleksordning av det årliga tillskottet av nedfall som uppskattats ovan är det klart otillfredsställande, bl a beroende på att det uppmätta nedfallet av PCB inte behöver bestå av enbart nya utsläpp från "punktkällor" utan kan även innehålla PCB som avdunstar från mark och vatten som erhållit PCB från tidigare nedfall. Det är också viktigt att observera att för mycket långlivade ämnen, som PCB, fungerar olika delar i miljön som reservoarer, vilka kan mobiliseras under vissa omständigheter och exponering av biota kan då språngvis öka (Landner, 1992). Det innebär att varje "nyttillskott" av PCB till miljön kan komma att förstärka sådana effekter

Förutom våra egna utsläpp erhåller vi också PCB in till Sverige via en mer storskalig transport. Bl a diskuteras en transportmekanism som kallas "kallkondensering" och som innebär en transport från sydligare varma breddgrader mot nordliga kallare breddgrader. Här spelar ämnets ångtryck stor roll (Larsson m fl, 1992b och Calmari et al, 1991). Storleken på den mängd PCB som kommer utifrån, in till Sverige, finns inte kvantifierad.

När det gäller PCB-belastningen i Sverige finns det dock resultat som visar att en minskning har skett. I modersmjölksanalyser från Stockholm har halterna minskat från 1,05 ug/g fett 1972 till 0,60 ug/g fett 1984-85 (Norén, 1988). I Östersjön har en minskning skett i sillgrissleägg från Karlsöarna och i sill utanför Karlskrona (Bignert et al, 1990). Dock har minskningen inte skett i samma utsträckning som för DDT. Utifrån dessa data som sträcker sig från 1972 fram till 1989 kan man beräkna en ungefärlig halveringstid på drygt 11 år för PCB. Halterna i fisk från Östersjön är dock fortfarande inte tillfredsställande, trots att PCB förbjöds i Sverige 1972, utom i slutna system. Totalförbud för nyanvändning utfärdades 1978 och all användning skall ha upphört 1995.

Utgår man från att säl innehåller 7 - 9 ggr högre halt än dess föda, räknat på fettviktbasis (Olsson et al, 1974) och att man hos mink, vid laboratorieförsök, visat att fortplantningen börjar minska vid 45 ug PCB/g fett (Jensen et al., 1977), innebär det att halten i fisk är kritisk för bl a säl vid en halt av ca 5 ug PCB/g fett. Eftersom man brukar ange en säkerhetsfaktor på 10 för att beakta olika individers känslighet, samt att man har en stor spridning när det gäller PCB-halten i fisk, bör halterna i fisk understiga åtminstone 0,5 ug/g fett. Det innebär att **nuvarande halter i fisk från Östersjön bör minskas ytterligare 5 - 10 gånger**. Detsamma tycks även gälla utter och då också inlandsvatten. (se bl a Viltnytt, Statens naturvårdsverk, 1989).

4.5 Avfallshantering.

Avfallshanteringen är en central fråga när det gäller att omhänderta fogmassor som innehåller PCB. **Informationen om och tillsynen över avfallshanteringen underlättas betydligt om utbyte och insamling av avfallet och det slutliga omhändertagandet sker inom en begränsad tidsperiod.**

Storleken av avfallsmängden är svår att uppskatta, bl a på grund av att underlaget för att beräkna den totala användningen av fogmassor, innehållande PCB, i Sverige är bristfällig och p g a att det är svårt att uppskatta i vilken utsträckning som omfogning redan har skett (se även under punkt 4.4)

Det kan konstateras att omhändertagandet av fogmassor fram till 1991 inte har skett på ett tillfredsställande sätt. Till viss del kan det förklaras av att man inte känt till att fogmassorna innehåller PCB. Uppgifter finns om att fogmassorna, istället för att tas omhand av SAKAB, har eldats upp eller transporterats till våra tippar. Det är möjligt att den mängd PCB, som på detta sätt tillförts våra tippar, kan utgöra en del av förklaringen, förutom deponering av PCB-haltiga oljor, till den PCB-urlakning som har påträffats i samband med undersökning av gamla avfallsupplag. (Fagerlind m fl, 1990). Här kan också nämnas att det inte alltid har varit så att fogmassan avläsnats vid omfogning. Den gamla fogmassan har i en del fall tryckts in i spalten mellan betong-elementen varefter ny fogmassa har anbringats utanpå den gamla.

All avfallshantering är förenad med kostnader. Nedan redovisas tre räkneexempel som kan belysa olika åtgärdsstrategier.

* Första fallet gäller omfogning av ett flerfamiljshus innehållande 40 kg PCB i fogmassan i totalt 200 kg fogmassa. Kostnaden för arbetet med själva omfogningen tas inte upp, eftersom omfogningen innebär att man tidigare lägger en ändå nödvändig åtgärd. De 200 kg fogmassor tas omhand i två fat och transporteras till SAKAB. Följande ungefärliga kostnader fås då:

Transport:	2*164:-	=	329:-	
Destruktion:	2*263:-	=	526:-	(fat)
	250* 31:50	=	7875:-	(fast mtrl, PCB > 500 ppm)
	Summa:		8729:-	

(fat=2*20 kg, pall=2*5 kg, fogmassa=200 kg, totalt 250 kg)

Effektiva kostnaden blir ca 220 kr/kg PCB.

* Andra fallet gäller en nedlagd tipp innehållande bl a hushålls-sopor. Totala mängden PCB är ca 15 ton. En möjlig åtgärd skulle kunna vara att täcka tippen så att avgången av PCB till vatten och luft reduceras. Kostnaden för täckning kan beräknas till ca 10 miljoner kr.

Effektiva kostnaden blir ca 670 kr/kg PCB.

Vi ser att kostnaden, trots att det är en osedvanligt stor mängd PCB som åtgärdas, blir tre gånger så dyr. Desutom är det ur miljösynpunkt inte en slutlig lösning på problemet. Tippen bör för mycket lång tid vara föremål för kontroll (jämför t ex naturvårdsverkets 1000-års perspektiv när det gäller deponering). Osäkerhet finns vad som händer i tippen i ett långt tidsperspektiv. Allvarligaste invändning mot en sådan behandlingsmetod är kanske risken att man glömmer bort tippen och i en framtid blir intresserad av att ta marken i anspråk på olika sätt. Alternativet är att gräva upp tippen för att därigenom kunna omhänderta den PCB som finns. Undelaget för att beräkna vad en sådan åtgärd skulle kosta är för dåligt. Därför har åtgärden inte medtagits här.

* Det tredje fallet gäller en recipient som erhållit PCB via utläckage. Större delen PCB, ca 400 kg, återfinns i sedimenten i en sjö. Behandlingsmetoden blir att sugmuddra sjösedimenten, ca 150 000 m³, och deponera det PCB-förorenade materialet. Kostnaden beräknas till 40 miljoner kronor.

Effektiva kostnaden blir 100 000 kr/kg PCB.

Samma invändning kan ställas som i det andra fallet. I detta fall kan en sanering inte heller bli fullständig. När utspädningsgraden för PCB blir för stor, dvs stora mängder material med relativt låga halter av PCB, kommer den effektiva kostnaden att bli så hög att det inte längre blir ekonomiskt realistiskt att genomföra åtgärder. Dessutom ökar risken för störningar under själva saneringsarbetet, eftersom omfattningen på arbetet ökar. I många fall är det antagligen så att den totala kostnaden kan vara avgörande för om åtgärd skall sättas in. Detta oberoende av hur låg den effektiva kostnaden blir, dvs räknat på mängd omhändertagen PCB.

Ovanstående räkneexempel visar att kostnaden för åtgärder ökar snabbt ju "längre från produkten" vi går innan vi vidtar åtgärder. Samtidigt minskar möjligheterna att nå goda resultat av de åtgärder som vidtas. Vi når till slut en gräns när det blir ekonomiskt svårt att vidta åtgärder. Men denna gräns behöver inte innebära att störningar på naturen samtidigt upphör. Detta gäller i hög grad för den typen av ämnen som PCB utgör.

Miljölagstiftningen föreskriver att den som orsakar en skada på miljön också är ansvarig för kostnaden. I praktiken kommer dock kostnaden att fördelas på olika aktörer beroende på var åtgärderna sätts in och på att det i många fall är svårt att fastställa ansvaret.

När det gäller det första fallet ovan blir det den som äger fastigheten som får stå för kostnaden, enligt den lagstiftning som gäller idag.

I det andra fallet är det troligt att det är en kommun som är ansvarig. Om inget ansvar eller enbart "delansvar" kan fastställas kan möjligen staten gå in med hela eller en del av finansieringen.

Motsvarande gäller också för det tredje fallet, här kan det också vara möjligt att någon industri kan vara medansvarig.

Problemet med det andra och tredje fallet är att bl a staten har begränsade medel.

Trots att en åtgärd anses nödvändig för miljön är det inte säkert att det går att finansiera nödvändiga åtgärder.

Om man utgår från den under p 4.4 uppskattade kvarvarande mängden PCB i fogmassor till mellan 100 - 500 ton PCB och den i första exemplet angivna effektiva kostnaden, ca 220 kr/kg PCB skulle den **totala åtgärds-kostnaden bli mellan 20 - 100 miljoner kronor**. Här ingår inte själva arbetet med omfogningen. Eventuella kostnader för skyddsutrustning/skyddsåtgärder har inte heller inräknats. Den uppskattade kostnaden är mycket osäker, främst beroende på osäkerheten när det gäller att bedömma kvarvarande mängd PCB i fogmassa.

Den ovan uppskattade åtgärds-kostnaden skiljer sig avsevärt från den kostnad på flera miljarder kronor, som angivits för en landsomfattande sanering av PCB i fogmassa i f d Västtyskland (Ny Teknik, 1990). Det beror bl a på att i den ovan uppskattade åtgärds-kostnad ingår enbart transport och destruktion av PCB i fogmassa. Den saneringsmetod som utvecklats i f d Västtyskland går ut på att man kyler ner fogmassa till -180 C. Massan blir då spröd och kan huggas bort med mejsel. En sådan saneringsmetod ökar kostnaden. Det är också så att den totala mängden PCB i fogmassa sannolikt är betydligt större i dåvarande Västtyskland än i Sverige. Minst 1500 ton PCB beräknas finnas i f d Västtyska hus. (Ny Teknik, 1990).

Den uppskattade kostnaden för att åtgärda PCB i fogmassa kan också jämföras med angivna kostnader när det gäller Sveriges miljöskuld 1990 (Jernelöv, 1992). Här fördelas kostnaderna vad gäller avfall enligt följande:

Miljöfarligt avfall:	15 miljarder kronor
Hushållsavfall:	15 miljarder kronor
Industriavfall, övrigt1:	18 miljarder kronor
Radioaktivt avfall:	35 miljarder kronor

summa: 83 miljarder kronor

1) i posten övrigt ingår bl a "oavsiktliga deponier" eller genom utsläpp kontaminerade, lokala, avgränsade områden till en uppskattad kostnad av ca 5 miljarder kronor.

I samma rapport ange också kostnader för idag kända fall där åtgärder behövs, för att förhindra att PCB sprids från sjöar och vattendrags bottensediment, till ca 100 miljoner kronor, dvs samma storleksordning som för åtgärder när det gäller PCB i fogmassa. Men den totala mängd PCB som då tas om hand utgör ca 1 ton. **Den effektiva kostnaden för PCB-omhändertagandet blir i det senare fallet ca 500 ggr dyrare.**

"Det finns inga fria nyttigheter. Frågan är inte om vi får betala när miljön föröds. Frågan är när, hur och vilka, som tvingas betala."

Miljöminister Olof Johansson, förord till Miljöskulden (Jernelöv, 1992)

5. SLUTSATSER

Ett enskilt prov på inomhusluft i ett flerbildshus, innehållande PCB i fogmassan, visade en halt av 80 ng PCB/m³. Det behövs givetvis betydligt fler prover om man på ett tillfredsställande sätt skall kunna ange halten av PCB i inomhusluften. Dock stöds resultaten av en genomförd tysk undersökning (Burkhardt et al, 1990) av PCB i inomhusluften i en skolbyggnad. I den tyska undersökningen var halterna betydligt högre.

Om man utifrån erhållet resultat gör en riskbedömning kan man konstatera att denna källa till vårt PCB-intag är klart kvantifierbar, men betydligt lägre än vårt normala intag via livsmedel. Dock bör man här beakta att intag via luft är betydligt mindre undersökt än intag via föda. Jämför man med, i denna rapport föreslagna åtgärdsgräns för inomhusluft, 100 ng PCB/m³ (mätt under 24 timmar), ligger den uppmätta halten under denna gräns, men innanför den föreslagna undersökningsgränsen (10-100 ng PCB/m³).

Förutom hälsoeffekter på människa bör miljöpåverkan vägas in. Här är dock underlaget för osäkert för att någon säkrare bedömning skall kunna göras. Ligger emission från PCB i fogmassor på den nivå som här har antagits innebär det att luftavgång skulle svara för mellan 2,5 och 25 % av bakgrundsnedfallet i Sverige. Detta kan ej anses vara tillfredsställande. I så fall bör åtgärder vidtas så att en omfogning kommer till stånd i en snabbare takt än vad ett naturligt åldrande av fogmassorna kräver.

Slutligen bör också avfallshanteringen vägas in. Här görs den bedömningen att avfallshanteringen är av central betydelse för PCB:ns vidare öden. Information om och tillsyn över avfallshanteringen underlättas betydligt om utbyte, insamling och slutligt omhändertagande av avfall sker en inom begränsad tidsrymd. Till detta kan läggas att kostnaden ökar snabbt ju längre i kedjan, från produkt via avfall till recipient, man väntar innan åtgärder sätts in.

Vägs ovanstående ihop med de åtagande vi förbundit oss till, genom bl a Helsingforskommissionen (Helsingforskommissionen, 1985), *att förhindra att PCB släpps ut till luft, i vatten eller annat sätt*, blir slutsatsen att kraftfulla åtgärder bör sättas in för att förhindra att PCB från fogmassor påverkar vår hälsa eller vår miljö.

Till detta kan läggas vad WHO:s expertgrupp
sammanfattningsvis kom fram till vid ett möte 1987
(WHO/EURO, 1988)

Trots att PCDD, PCDF och PCB kan påvisas i modersmjölk i
nuvarande halter och trots att man känner till hälso-
farliga effekter bland högexponerade grupper ger icke
nuvarande kunskap någon grundad anledning att vare sig
begränsa amning eller att avstå från vissa typer av
livsmedel. *De effektivaste åtgärderna bör istället vara
att kontrollera och begränsa dessa ämnens tillträde till
miljön*

(Min kursivering).

6. ERKÄNNANDE

Ett stort tack till docent Per Larsson, Lunds universitet, ekologiska institutionen, limnologiska avdelningen, professor Mats Olsson, Naturhistoriska riksmuséet, professor Bo Jansson, Stockholms universitet, institutet för tillämpad miljöforskning, laboratoriet för analytisk kemi, professor Ulf Ahlborg, och doktorand Annika Hanberg, Karolinska institutet, Statens miljömedicinska laboratorium, avdelningsdirektör Lars Asplund, Statens naturvårdsverk, enheten för avfallsfrågor och avdelningsdirektör Roland Enefalk, länsstyrelsen i Kalmar län, miljövårdsenheten, för de kommentarer och synpunkter jag fått på denna rapport.

Jag vill tacka Per Larsson och Lennart Okla för ert bistånd med PCB-analyser. Utan er hjälp hade detta arbete inte kunnat genomföras.

Jag vill även tacka Bo Jansson och Ann-Sofi Andin för era analyser av PCB i fogmassa.

På länsstyrelsen i Kalmar, miljövårdsenheten, vill jag också tacka Dagmar Johansson och Sonja Tyrebrant för er hjälp att från svårlästa manuskript och skisser färdigställa denna rapport.

Till Gösta Karlsson, Solveig Silverin och Per Ålind vill jag rikta ett stort tack för att ni under en period av sex månader stod ut med att ha min provtagningsutrustning hos er.

Slutligen ett stort och varmt tack till mina närmaste för det stora tålamod ni visat mig när jag sent på kvällarna arbetat med denna rapport. Utan ert stöd hade det aldrig blivit någon rapport av mitt arbete.

REFERENSER

- Ahlborg, U., Hanberg, A. and Kenne, K., 1992.**
Risk Assessment of Polychlorinated Biphenyls (PCBs). Nordic Council of Ministers, Nord 1992:26.
- Andersson - Sköld, Y., Pleijel, K., Grennfelt, P. och Rohndahl, L., 1991.** Miljöeffekter av lösningsmedel - Underlag till åtgärdsstrategi. IVL Rapport B 1041.
- Arbetarskyddstyrelsen, 1984.** Hygieniska gränsvärden. AFS 1984:5.
- Ballschmiter, K. and Zell, M., 1980.** Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. Fresenius Zeitschrift für Analytische Chemie, 302, 20-31.
- Bignert, A., Odsjö, T. och Olsson, M., 1990.** The need for Adequate Biological Sampling in Ecotoxicological Investigation. PMK-övervakning av miljögifter i levande organismer. Statens naturvårdsverk Rapport 3958, sid 24-36.
- Bidleman, T. F., Widequist, U. Jansson, B. and Söderlund, R., 1987.** Organochlorine Pesticides and Poly- chlorinated Biphenyls in the Atmosphere of Southern Sweden. Atmos. Environ. 21:641-654.
- Broström - Lundén, E., 1991.** Mätningar av organiska föreningar i luft och deposition vid svenska västkusten. IVL Rapport B 1019.
- Burkhardt, U., Burk, M., Balfanz, E. und Leidel, L., 1990.** Innenraumbelastung durch Polychlorierte Biphenyle (PCB) in dauerelastischen Dichtungsmassen. Manuskript via Sveriges tekniska attachéer.
- Calmari, D., Bacci, E., Focardi, S., Gaggi, C., Morosine, M. and Vighi, M., 1991.** Role of plant biomass in the global environmental partitioning of chlorinated hydrocarbon. Environ. Sci. Technol. 25:1489-1495.
- Durfee, R. L., Contos, G., Whitmore, F. C., Bowles, J. D., Hackman, E. E. and Westin, R. A., 1976.** USEP 17 Report No 56010-16-007.

Fagerlind, T. och Ohlsson, S-Å., 1990. Miljöskyddsplan för avfallsupplag i Växjö kommun. Rapport av den hydrogeologiska och geokemiska undersökningen. Växjö kommun.

GESAMP, 1989. The atmosphere input of the trace species to the world ocean. IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP. Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (GESAMP). Reports and Studies No 38.

Gustafsson, H., 1990. Kemisk emission från byggnadsmaterial - beskrivning av skadefall, mätteknik och åtgärder. SP rapport 1990:25, sid 33.

Hammar, T., 1990. PM om olika användning av PCB fram till 1972. Länsstyrelsen i Kalmar län, dnr 2411-12558-90-00-020, dat 26 okt. 1990.

Helsingforskommissionen, 1985. Helsingforskonventionen, bilaga I.

Holmström, H., 1986. Organiska miljögifter i slam. Förekomst och effekt. Statens naturvårdsverk Rapport 3260.

Hosein, H.R., Gray, L. and McGuire, J., 1987. Contribution of adsorbed PCB to total airborne PCB during soil clean-up. Journal of the Air Pollution Controll Association 37:176-178

Jensen, S., 1972. The PCB story. Ambio: 1, 123-131.

Jensen, S., Kilström, J.E., Olsson, M. Lundberg, C. and Örberg, J., 1977. Effects of PCB and DDT on mink (Mustela Vision) during the reproduktive season. Ambio 6, 239.

Jernelöv, A., 1992. Miljöskulden - En rapport om hur miljöskulden utvecklas om vi inget gör. SOU 1992:18.

Kanna, N., Tanabe, S. and Tatsukawa, R., 1988. Toxic Potential of Non-ortho and Mono-ortho Coplanar PCBs in Commercial PCB Preparations: "'2,3,7,8-T4CDD Toxicity Equivalence Factors Approach". Bull. Environ. Contam. Toxicol. 41:267-276.

Landner, L., 1992. Långlivade organiska ämnen som kan bli nya miljöproblem. Statens naturvårdsverk Rapport 4053.

Landner, L. och Skoglund, P-O., 1977. Polyklorerade bifenyler (PCB) i vattenmiljön - kunskapssammanställning. IVL Rapport B400.

Landner, L., 1987. Kemiska ämnens miljöfarlighet. Manual för inledande bedömningar. "ESTHER". Statens naturvårdsverk Rapport 3243.

Larsson, P., Ryding, S-O. och Westöö, B., 1988. Kontaminerade sediment som spridningskälla för PCB i Emån. IVL Rapport B 896.

Larsson, P. and Okla, L., 1989. Atmosphere Transport of Chlorinated Hydrocarbons to Sweden in 1985 compared to 1973. Atmospheric Environ. Vol 23, No 8 pp 1699-1711.

Larsson, P., Okla, L., Ryding, S-O. and Westöö, B., 1990. Contaminated Sediment as a Source of PCBs in a River system. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol. 47.

Larsson, P., Okla, L. och Bremle, G., 1992a. Sanering av Järnsjön i Emån. PCB i vatten och fisk. Statens naturvårdsverk Rapport 4069.

Larsson, P. och Okla, L., 1992b. Runt jorden svävar en osynlig soptipp. Forskning och Framsteg nr 4 1992, sid 12-18.

Lindskog, A., 1980. Lufttransport av PCB och HCB. IVL Rapport B 527.

NAS, 1979. Polychlorinated Biphenyls. National Academy of Science. Washington DC, 181 p.

Norén, K., 1988. Changes in the levels of organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in human milk from Stockholm, 1972-1985. Chemosphere 17:39-49.

Ny Teknik, 1990. "Västtyskland måste PCB- saneras för miljarder". (Andersson-Norbert). Ny Teknik 1990:38.

Olsson, M., Johnels, A.G. and Vaz, R., 1974. DDT and PCB levels in seals along the east and west coasts of Sweden. Statens naturvårdsverk PM 420.

Ontario, 1985. State Guidelines for airborne PCB contaminants. Ontario Ministry of Environment Commission on the Regulatory Control of Mobile PCB Destruction Facilities, Toronto, Ontario, M4V 1K6, June 1985.

Reutergårdh, L., 1988. Identification and Distribution of Chlorinated Organic Pollutants in the Environment. Statens naturvårdsverk, Rapport 3465.

Safe, S., 1990. Polychlorinated biphenyls (PCBs), dibenzo-p-dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs), and related compounds: Environmental and mechanistic considerations which support the development of toxic equivalency factors. CRC Crit Rev toxicol 21:51-88.

Schultz, D.E., Petrick, G. and Duinker, C., 1989. Complete characterization of polychlorinated biphenyl congeners in commercial Aroclor and clophen mixtures by multidimensional gas chromatographyelektronik detection. Environmental Science and Technology 23, 852-859.

Skrivelse 1988-11-23, från Miljö- och hälsoskyddskontoren i Lysekil och i Mellerud till Statens naturvårdsverk.

Statens livsmedelsverk, 1983. Statens livsmedelsverks kungörelse om främmande ämnen i livsmedel. SLV FS 1983:

Statens naturvårdsverks dioxinarbetsgrupp, 1987. Dioxin - Remissupplaga. Maj 1987.

Statens naturvårdsverk, 1989. Slam - Livsmedelstoxikologiska aspekter på rötslam i jordbruket. Naturvårdsverkets Rapport 3623.

Statens naturvårdsverk, skrivelse 1990-02-05, till miljö- och hälsoskyddskontoren i Lysekil och i Mellerud.

Statens naturvårdsverk, 1990. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Statens naturvårdsverk Allmänna Råd 90:4.

Statens naturvårdsverk, 1992. Matematiska modeller i miljövårdsarbetet. Käll/receptormodellering för luftföroreningar. Naturvårdsverket informerar. Faktablad 9397.

Söderström, B., Wold, S. and Blomquist, G., 1982. Pyrolysis-Gas Chromatography Combined with SIMCA Pattern Recognition for Classification of Fruitbodies of Some Ectomycorrhizal Suillus Species. J. Gen.Microbiol. 128,1783-1784.

Tanabe, S., Hidaka, H. and Tatsukawa, R., 1983.
PCBs and Chlorinated Hydrocarbon Pesticides in
in Antartic atmosphere and hydrosphere. Chemosphere
12: 277-288.

Viltnytt, Statens naturvårdsverk, 1989. Viltnytt nr 27.

WHO. World Health Organisation, 1976. Polychlorinated
biphenyls and terphenyls. Environmental Health
Criteria 2, 1-85.

WHO/EURO, 1988. PCBs, PCDDs and PCDFs in breast milk:
Assessment of Health risks. Environmental Health Series no 29

**Wold, S., Albano, C., DunnIII, W.J., Esbensen, K.,
Geladi, P., Hellberg, S., Johansson, E., Lindberg,
W., Sjöström, M., Skagerberg, B., Wikström, C.,
and Öhman, J., 1985.** Multivariate Data Analysis:
Converting Chemical Data Tables to Plots. VIIth
International Conference on Computers in Chemical
Research and Education. Garmisch-Partenkirchen.
Juni 10-14.

Åhlund, A., 1990. Sprids PCB från Rassebygds soptipp i
Emmaboda kommun? Högskolan i Kalmar. Institutionen
för naturvetenskap med teknik.
Examensarbete 1990: M 12.

Bilaga 1

Analysprotokoll

PCB - analyser i luft



University of Lund

Limnology

tis 2 jun 1992

Tommy Hammar
Länsstyrelsen i Kalmar län
Naturvårdsenheten
391 86 Kalmar

Angående mätningar av PCB i utomhus-och inomhusluft i Kalmar län

Följande resultat har framkommit vid analys av luftprov från Kalmar län:

Station 1	80.0 ng/m ³
Station 2	3.55 ng/m ³
Station 3	1.87 ng/m ³
Station 4	2.31 ng/m ³
Station 7	4.57 ng/m ³
Station 8	0.82 ng/m ³
Station 9	0.62 ng/m ³
Station 10	0.50 ng/m ³

För stationsnumrens innebörd hänvisar jag till Tommy Hammar. Vid behov kan analysteknik och kvantifieringsmetodik redovisas.

Doc. Per Larsson

Bifogas: Tabell individuella PCB föreningar, Σ PCB.

Bilaga 2

Analysprotokoll

PCB - analyser av fogmassa

STATENS NATURVÅRDSVERK
Specialanalytiska laboratoriet
171 25 Solna

ANALYSRESULTAT

PCB-halter i fogmassor för hus

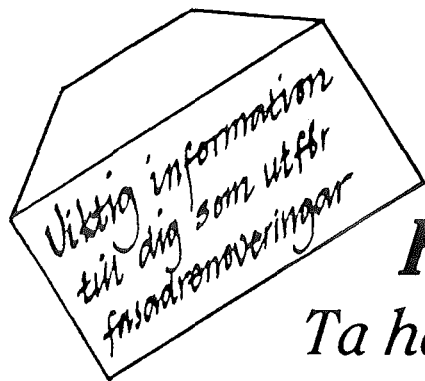
Analysdatum 901203

Prov nr	Uppdr.g.kod	Lokal	Halt i %
909 092	1	Bostadsomr.	19
909 093	2	Bostadsomr.	0.2

Ann-Sofie Andin

Bilaga 3

Information angående fogmasor från naturvårdsverket



Hjälp oss rädda miljön

Ta hand om PCB-haltiga fogmassor!

Stora mängder PCB finns i fogmassor från 1960-talet. I Sverige har vi sannolikt 100-tals ton PCB inbyggt i fastigheter. Det torde inte utgöra någon fara för hälsa eller miljö så länge det sitter i fastigheterna. Om däremot så stora mängder kommer ut i miljön och i våra vatten-

drag, riskerar vi att allvarligt påverka inte bara sälar, uttrar och rovfåglar utan genom maten också vår egen hälsa. Fogmassa som tas bort vid omfogning eller rivning måste därför alltid tas omhand noggrant, så att PCB inte kommer ut i naturen.

PCB – ett miljögift

PCB är ett mycket stabilt ämne, som knappast påverkas av väder och vind, kemikalier eller mikroorganismer som svampar och bakterier. Denna egenskap gjorde ämnet användbart som mjukgörare i plaster, lim, färg och tätningssmassor.

1966 upptäcktes att PCB finns spritt i vår miljö och kort därefter fann man även PCB i människa. Nu vet vi att PCB är ett av de ämnen som genom att det påverkar immunförsvar, fortplantning med mera ligger bakom

nedgången av säl, uttrar och havsörn. När det upptäcktes att PCB var vida spritt i miljön förbjöds användningen av ämnet. Det enda undantaget var användning inom elindustrin, där ämnet var inkapslat och inga goda ersättningar fanns. Förbudet gäller sedan slutet av 1972.

Vi vet att PCB i dag finns i låga halter i vissa livsmedel. Halterna bedöms ännu inte utgöra något hot mot vår hälsa. Skulle de börja stiga i miljön finns risker för negativa hälsoeffekter.

Användningen på byggen

Störst var användningen av PCB-haltiga fogmassor från slutet av 1950-talet fram till 1972. Inom byggbranschen fanns ytterligare två viktiga användningsområden: golvfärg och isolerrutor.

Fogmassorna av tiokoltyp användes främst för tätning mellan fasadelement. Golvfärgen var av akryltyp med kvartssand som fyllnadsmedel. Den användes främst inom livsmedelsindustrin. Isolerrutorna limmades med en

PCB-haltig förseglingsmassa.

Under nämnda period användes PCB-haltiga fogmassor av bland annat följande fabrikat: Lastomeric (Göta Kemi), Bostic-vulkfil (Bostic), Bio-tät (Skandinavisk Byggkemi, Nordsjö Färg) och Trebofog (Trelleborgs Gummifabrik).

Golfvärg med PCB såldes under namnet Akrydur och isolerrutor med PCB-massa tillverkades i bland annat Emmaboda.

Källsortering

Eftersom man nu börjat byta ut PCB-haltiga fogmassor i samband med fasadrenoveringar är det mycket viktigt att den utbytta fogmassan noggrant tas omhand, så att inte PCB från den kommer ut i vår miljö. Slutbehandlingen

är kvalificerad och tyvärr dyrbar. För att minska de mängder som måste behandlas, är det nödvändigt med en noggrann källsortering. Samma behov finns givetvis också i samband med rivningar.

Du kan hjälpa till!

Du gör en mycket betydelsefull insats när Du bidrar till att PCB-haltigt byggavfall nu kan samlas in.

Då PCB-avfall är klassat som miljöfarligt ska det forslas bort genom kommunens försorg och sedan slutbehandlas av

SAKAB (Svensk Avfallkonvertering AB) genom förbränning i en specialugn med avancerad rökgasrening.

Naturvårdsverket, Avfallsenheten

171 85 Solna. Telefon 08-799 10 00

Den här sidan kan beställas som tryck-original från Naturvårdsverkets kundtjänst, tel 08-799 10 00

Bilaga 4

Naturvårdsverket informerar

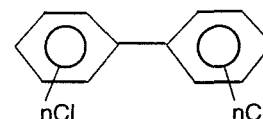
Polyklorerade bifenyl

KEMISKA ÄMNEN

September 1991

POLYKLORERADE BIFENYLER

(PCB,
Clophen A50, A60 mfl, Aroclor 1248,
1254 mfl) (tekniska blandningar)



- ☐ PCB är blandningar av klorerade bifenyler och PCB är färglösa oljor alt. ett stickande harts (beroende på kloreringsgrad och renhet).
- ☐ Används som kondensator- och transformatorvätska. Tillsatsmedel till olika produkter. Avger giftiga ångor vid förbränning.
- ☐ Allmänt förekommande i alla miljöer; upplagras i näringskedjorna, persistent (i synnerhet högklorerade produkter).
- ☐ Toxiskt mot akvatiskt liv. Ger reproduktionsstörningar hos fisk och marina däggdjur.
- ☐ Låg akut giftighet, men upplagras i kroppen. PCB är cancerframkallande på försöksdjur.

Användning och utsläpp

PCB har varit kraftigt reglerat sedan 1973. Sedan 1976 har kraftiga begränsningar av utsläppen skett i Sverige. Den fortsatta avveckling av transformatorerna och katalysatorerna kommer att ske under strikt kontroll för att minimera utsläpp till miljön.

Ingen svensk import finns belagd för 1989. (Produktregistret 1990).

USA, maximalt	1970	30 000 ton
	1971	17 000 ton
	1972	14 000 ton

Därefter vikande.

Förbrukning

Sverige: Ingen nyanvändning. Skall tas ur bruk 1995.

Sverige år 1960	ca 600 ton
Sverige år 1975	ca 450 ton (import)

Klassificering

Kategori:



Varningstext:

Kan ge cancer efter ofta upprepad exponering. Irriterar ögon och andningsorgan. (Ämnet bedömt endast med avseende på cancereffekt).



Exempel på förekomst i miljön :

Luft	ng/m ³
Över havet	
Mexikanska bukten	0,17-0,79
Stockholm, Aspvreten	
(1983-85) median	0,17

Vatten	ng/l
Oceanerna	0,1-1
Emån, uppstr. Järnsjön	
(viss föroreningspåk.)	0,3-8
Emån, nedstr. Järnsjön	
(kraftig föroreningspåk.)	6-36
Emån, mynningen	0,5-22,5

Sediment	mg/kg TS
Östersjön	0,006 – 1,4
Svenska Östersjökusten	0,01 – 0,95

Biota	mg/kg färskvikt
Plankton, Östersjön	3-35
Lax, Bottenviken (SLV)	0,5-1
Bottenhavet (SLV)	0,3-5,1
Östersjön (SLV, SNV)	0,3-1,5
Göta älv (SLV)	0,07-0,15
Vättern (SLV)	0,18-0,49
USA, Canada	<0,005
Öring, Bottenhavet (SLV)	0,2-0,55
Emån (SNV m fl)	0,17-1,2
Gädda (SLV, SNV),	
Storvindeln (1988)	0,0061
" (", "), Bolmen (1988)	0,014
Östersjön v. Mönsterås (1982)	0,020
Östersjön, Stora Askö (1980)	0,018
Strömming, muskel,	
Karlskrona (1988, SNV)	0,150
Utlången (1988, SNV), höst	0,130
Ängskär (1988, SNV), vår	0,099
Harafjärden (1987, SNV), höst	0,078

Uppträdande i miljön

Spridning

PCB kan spridas till luft, jord, vatten, sediment och biota genom egna och andra länders utsläpp.

Omvandling/nedbrytning

Nedbrytbarhet

Abiotisk

Fotolytisk deklorering har påvisats. I vattenlösning kan fotokemisk omvandling ge upphov till klorerade dibensofuraner.

Biotisk

Lågklorade komponenter bryts ned aerobt. T ex reduceras Aroclor 1221 på 30 d. Nedbrytbarheten minskar starkt med ökande kloreringsgrad; Aroclor 1254 persistent.

Kemiska/fysikaliska egenskaper

Cas nr: 1336-36-3

Löslighet i vatten:

Aroclor 1248 0,1 mg/l (20° C)

Aroclor 1254 0,05 mg/l (20° C)

Aroclor 1260 0,025 mg/l (20° C)

log P_{ow} 5-7

Lösligheten av PCB minskar med ökande klorering. Tekn. PCB innehåller föroreningar såsom klorerade dibensofuraner och klorerade naftalener.



Effekter på däggdjur/människa

Upptag

Upptag av PCB:er kan ske vid tillförsel via mun, vid inandning samt via huden. PCB:s höga fettlöslighet medför att ämnet lagras i fettrika vävnader.

Omsättning i kroppen

Utsöndring av PCB:er sker huvudsakligen via avföring, där PCB:er återfinns som fenol-metaboliter. PCB utsöndras även oförändrad genom bröstmjolk.

Effekter av korttidsexponering

PCB:er har låg akut giftighet, men effekterna förstärkes vid förlängd exposition. Ångor kan orsaka allvarlig irritation och skador på ögon och andningsorgan.

Effekter av långtidsexponering

PCB:er kan ge leverförstoring som senare kan leda till leverskador. Hudförändringar som akne, pigmentering m m har iakttagits på människa.

Cancer/effekter på arvsmassan

PCB:er har i djurförsök gett upphov till levercancer. PCB:er har därför klassificerats som cancerframkallande.

Reproduktion

Reproduktionsstörande effekter har konstaterats på försöksdjur vid relativt låga doser.

Effekter i miljön

Ingen entydig biomagnifiering i näringskedjor av vattenandande djur. Tydlig biomagnifiering i luftandande djur.

Akvatisk miljö

<u>Salvelinus</u> (1254), BCF* (118 d)	47 000
BCF för vildlevande fisk från Emån	50 000-75 000
Aroclor 1254, BCF (avser kräftdjur, mollusker, fisk)	5 000-16 000

* BCF = Biokoncentrationsfaktor

Toxicitet; akut mg/l

<u>Alger</u>	
Marint fytonplanktonsamhälle, EC ₅₀ (24 h)	
Aroclor 1242	0,007
Aroclor 1254	0,015

Evertebrater

Märkräffa LC ₅₀ (96 h)	
Aroclor 1242	0,010
Aroclor 1248	0,052
Aroclor 1254	2,4

Regnbåge LC ₅₀ (5 h)	
Aroclor 1242	0,067
Aroclor 1248	0,054
Aroclor 1254	0,142

Regnbåge LC ₅₀ (10 h)	
Aroclor 1260	0,240

Toxicitet; subakut - kronisk mg/l

Reproduktionstörningar:	
Tandkarp	
Aroclor 1254	0,0001
Brachydanio	
Clophen A 60	0,001

Effekter på landorganismer

Akut toxicitet LD50 Intag via munnen

Organism	mg/kg kroppsvikt
Råtta	4 000



Gällande regler, antagna gräns- och riktvärden

- * PCB är föremål för reglering och avveckling i Sverige och internationellt
- * Sverige: PCB och PCB-produkter regleras genom förordning om PCB m m (SFS 1985:837)
- * OECD; Decision - Recommendation of the Council on further measures for the protection of the environment by control of polychlorinated biphenyls C (87), 2 (Final)
- * PCB-avfall regleras av förordningen om miljöfarligt avfall (SFS 1985:841)

Vattenkvalitetsregler

Canada:	Riktlinjer för akvatiskt liv i sötvatten 1 ng/l
Quebec:	Dricksvatten, rek. standard 0,1 µg/l
USA:	Riktlinjer för akvatiskt liv i sötvatten 14 ng/l
Sverige:	Sediment, muddermassa 1 mg/kg

Litteratur

1. Miljöfarliga ämnen. Kemikalieinspektionen rapport 10/89.
2. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Karel Verschueren 1983.
3. Merch Index, 1983.
4. Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls Env. Health Criteria 2. WHO 1976.

MEDDELANDE FRÅN LÄNSSTYRELSEN FR O M 1991

- | | |
|---------|--|
| 1991:1 | Flodpärlmusslan i Kalmar län |
| 1991:2 | Ängs- och hagmarksinventering i Mörbylånga kommun |
| 1991:3 | Ängs- och hagmarksinventering i Borgholms kommun |
| 1991:4 | Naturvård i Mittlandsskogen |
| 1991:5 | Projektverksamhet inom länsplaneringen 1990/91 |
| 1991:6 | Naturvärdesbedömning av 20 värdefulla sjöar i Kalmar län |
| 1992:1 | Silverån-Brusaån 1987-90. Vattenkvalitet och påverkan |
| 1992:2 | Elfiskeundersökning på sex miljöövervakningsstationer i Kalmar län 1991 |
| 1992:3 | Underlag för planering av högskoleutbildningen i Kalmar län |
| 1992:4 | Glesbygdsstöd till företag i Kalmar län - uppföljning |
| 1992:5 | Kvinnors ställning på arbetsmarknaden och i utbildningsväsendet i Kalmar län |
| 1992:6 | Ängar och hagar i Kalmar län |
| 1992:7 | Fiskodling i Kalmar län. Utveckling 1980-1990. Miljöriktlinjer till 1999 |
| 1992:8 | Projektverksamhet inom länsplaneringen 1991/92 |
| 1992:9 | Häckfåglar i Vickleby ädellövskogsreservat 1990 |
| 1992:10 | PCB i fogmassor |