

# Vurdering af PCB emissionsgrænseværdien

Ole Schleicher, Allan Astrup Jensen  
FORCE Technology, Energi & Miljø

# Indhold

<b>Indhold .....</b>	<b>2</b>
<b>Forord.....</b>	<b>3</b>
<b>1 Resume .....</b>	<b>4</b>
<b>2 Regulering af PCB-emission.....</b>	<b>9</b>
2.1 PCB kemi.....	9
2.1.1 PCB congenere .....	9
2.2 Toksikologi .....	9
2.3 Grænseværdi for emission af PCB .....	10
2.4 Målemetode for PCB.....	11
2.5 Udenlandske grænseværdier for PCB.....	12
2.6 Grænseværdier for PCB i arbejdsmiljø.....	12
2.7 PCB niveauer i udeluft .....	12
2.8 Grænseværdier for PCB i udeluft.....	13
2.9 PCB i indeklima.....	13
2.10 Grænseværdier for PCB i indeklima .....	13
<b>3 PCB-emission fra shredderanlæg .....</b>	<b>14</b>
3.1 kilder til PCB emission fra shredderanlæg .....	14
3.2 Dannelse af PCB i shredderprocessen .....	15
3.3 PCB Emission fra shredderanlæg .....	15
3.4 PCB emission fra danske shredderanlæg.....	16
3.5 PCB-emission fra udenlandske shredderanlæg.....	17
3.6 PCB i shredderaffald.....	18
3.7 PCB i støvemission fra shredderanlæg .....	20
3.8 Spredningsberegning for PCB med OML-modellen.....	21
3.9 personbelastning med PCB omkring shredderanlæg .....	22
<b>4 Luftrensning på shredderanlæg.....</b>	<b>23</b>
4.1 Regulering af emission fra shredderanlæg.....	23
4.2 Luftrensning med posefilter .....	24
<b>5 Sammenfatning og anbefalinger .....</b>	<b>27</b>
5.1 Økonomiske konsekvenser .....	27
5.2 Tekniske konsekvenser og problemer .....	28
5.3 Problemer ved rensning .....	28
5.4 Konklusioner og anbefalinger .....	29
<b>Litteraturliste.....</b>	<b>30</b>

# Forord

Miljøstyrelsen Referencelaboratorium for måling af emissioner til luften udarbejdede i 2003 Metodebladet nr. MEL-11, om "Bestemmelse af koncentrationen af Polychlorede Bifenyler (PCB) i strømmende gas. Heri blev det fastlagt hvilke PCB congenere, der skulle bestemmes og summeres.

I Miljøstyrelsens 3. Supplement til Luftvejledningen om "Emissionsgrænseværdi og målemetode for Polychlorede Bifenyler (PCB)" dateret den 30. september 2003, blev MEL-11 fastlagt som målemetode for PCB, i forhold til den gældende emissionsgrænseværdi.

Ifølge 3. Supplement til Luftvejledningen er Miljøstyrelsen bekendt med, at shredderanlæggene kan have problemer med at overholde grænseværdien, og hvis det er tilfældet, selvom renseanlægget fungerer optimalt, så kan en højere grænseværdi være en mulighed. Miljøstyrelsen angiver også at ville rådgive herom.

Det har siden vist sig, at flere og muligvis alle shredderanlæggene sandsynligvis langt fra kan overholde grænseværdien for PCB målt efter det ny metodeblad, og Miljøstyrelsen har modtaget henvendelser desangående.

Projektet vurderer konsekvenserne af grænseværdien specielt for shredderanlæg.

Rensningsmuligheder m.v. skitseres inklusiv problemer og omkostninger. Der ses på hvilke emissionsgrænseværdier, der opereres med i andre lande, og hvad andre lande har i støbeskeen vedr. PCB (f.eks. Dioxin-lignende PCB'er).

# 1 Resume

Der er generelt ikke krav til emissionen af PCB i andre lande end Danmark. Den eneste undtagelse, der er fundet, er Italien, som i en lov fra 1990 angiver en grænseværdi for PCB på  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , hvis masseflowet er  $\geq 0,5 \text{ g/h}$  /Ref.33/. Det er 5.000 gange højere end den danske grænseværdi på  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og ca. 23 gange større end den højeste målte emission fra danske anlæg på  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Det er uvist, om nogen af shredder anlæggene i Italien har krav til emissionen af PCB, fordi reguleringen af virksomhederne foretages af de lokale myndigheder. Skulle det være tilfældet, så vil de i forhold til den målte danske emission ikke have nogen problemer i at overholde grænseværdien, som er ca. 23 gange højere end den højeste målte danske emission.

Der er ikke fundet nogen emissionsgrænseværdi for PCB i andre lande, dels ved søgning i almindelige litteraturkilder via Internettet, eller ved personlig henvendelse til kontakter i Tyskland, Østrig, Schweiz, Frankrig, Spanien, Polen, England og Belgien. Der er heller ingen tegn på, at nogen lande overvejer at fastsætte en emissionsgrænseværdi for PCB som den danske, der gælder for de 6 marker PCB.

Der er en stigende interesse for emissionen af dioxin-lignende PCB, fordi de nu indgår i WHO's grænseværdier for indholdet af dioxin og dioxin-lignende PCB i fødevarer og foderstoffer. Det vil formentlig medføre, at de på et tidspunkt også vil blive omfattet af grænseværdien for dioxin. Måleteknisk er dette allerede forberedt, ved at standarden EN 1948 om måling af emissionen af dioxin er blevet udvidet med en del 4, om måling af dioxin-lignende PCB. Heri er der også et bilag om måling af de 6 marker PCB, som svarer til metoden i MEL-11.

15 målinger af PCB-emissionen fra de 6 danske shredder anlæg i perioden fra 1997 til 2006, viser en variation fra  $0,02 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  til  $22 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , med en middelværdi på  $6,1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ . Kun en af målingerne er mindre end grænseværdien. De målte emissioner svarer til en årlig emission på omkring 3 kg PCB, ved en årlig driftstid på alle anlæggene på 2.000 timer.

5 udenlandske måleserier på forskellige anlæg med forskellige typer skrot viser en middelemmission på omkring  $3 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , med en variation på 0,9 til  $5,7 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ .

PCB findes overalt i miljøet, og det er anvendt i mange produkter og materialer med lang levetid. Mange af disse produkter og materialer indeholder metaller, så de naturligt ender på shredder anlæggene, når de skal bortskaffes. Produkterne kan desuden være forurenede med PCB-holdigt støv fra indeklimaet, som ofte indeholder relativt høje koncentrationer af PCB. Emission af PCB fra shredder anlæggene stammer således fra det skrot, der forarbejdes i anlæggene.

De væsentligste kilder til PCB-indholdet i skrot er ikke identificeret, men meget tyder på, at det ikke er biler, som tidligere har været en væsentlig kilde.

Hovedparten af de biler, der skrottes i dag, er fra efter forbudet mod anvendelse af PCB i produkter, så de indeholder kun PCB som forurening.

En række undersøgelser viser, at shredderaffald indeholder PCB, fra nogle få og op til omkring 300 mg/kg (= 300 ppm).

Sammenlignes PCB-emissionen med støv-emissionen for de danske målinger, kan PCB-indholdet i forhold til støvmængden som middelværdi beregnes til omkring 700 ppm. Koncentrationen af PCB i de mindre partikler, der slipper gennem luftrensningen, indeholder således relativt mere PCB, end der er i shredderaffaldet, hvilket stemmer overens med andre undersøgelser.

Med baggrund i ovennævnte forhold mellem PCB og støvemissionen kan det beregnes, at støvemissionen skal reduceres til 0,14 mg/Nm<sup>3</sup>, for at emissionen af PCB netop svarer til grænseværdien (700 ppm af 0,14 mg/Nm<sup>3</sup> er 0,1 µg/Nm<sup>3</sup>).

Støvemissionen kan ikke nedbringes til så lavt et niveau med de eksisterende venturiskrubbere, og det ville formentlig heller ikke være tilstrækkeligt, fordi en del af PCB findes på dampform, som ikke tilbageholdes med partiklerne. Det menes at være muligt at reducere PCB emissionen til under grænseværdien med posefilter med dosering af aktivt kul.

### **Spredningsberegning**

For at vurdere omgivelsernes belastning med PCB fra shredderanlæggenes emission er der foretaget en OML-beregning med en emission på 11,3 µg/m<sup>3</sup> hvilket svarer til middelværdien af de nyeste 5 målinger på danske anlæg. Da det er den samlede belastning over lang tid, der er afgørende for den toksiske virkning af PCB, anvendes middelværdien over hele beregningsåret, samt at anlæggene kun emitterer PCB i 25% af årets timer.

Den højeste årsmiddelværdi, der optræder i 200 meters afstand fra shredderanlægget, er på den måde 0,12 ng/m<sup>3</sup>. Dette skal ses i forhold til, at PCB-niveauet i atmosfæren normalt er i størrelsesordenen 0,1-10 ng/m<sup>3</sup> (0,35 - 2,6 ng/m<sup>3</sup> i byer), og at koncentrationen i indeklimaet mange steder er i området fra 5 ng/m<sup>3</sup> og op til flere hundrede ng/m<sup>3</sup>.

En person på 60 kg indånder ca. 15 m<sup>3</sup> luft per døgn, og med en gennemsnitlig koncentration af PCB i luften på 0,12 ng/m<sup>3</sup>, svarer det til indånding af 1,6 ng PCB, eller 0,02 ng/kg legemsvægt. Under forudsætning af at det hele optages i organismen, kan det sammenlignes med den estimerede daglige danske indtagelse af PCB med føden i en ny undersøgelse fra Fødevarestyrelsen /Ref.37/ på ca. 13 ng/kg legemsvægt. Bidraget til PCB belastningen fra indåndingen er således forsvindende i forhold til indtagelsen med føden.

### **Luftrensning på shredderanlæg**

I Danmark er der udviklet et meget omfattende program for regulering af shredderanlæg, som omfatter mange flere parametre end den normale regulering i andre lande (støv, metaller, benzen, benzol, TOC, PAH, dioxin og PCB). Andre lande har generelt kun krav til emission af støv fra shredderanlæg, men nogle har også krav til metaller.

Luftrensningen til shredder anlæg er derfor designet til at reducere støv og metaller, så langt de fleste shredder anlæg i verden er udstyret med en venturiskrubber til at reducere støvemissionen. Venturiskrubberne kan generelt ikke reducere emissionen af stoffer på dampform, der ikke er vandopløselige.

Venturiskrubberne er relativt effektive til at reducere støv og dermed også metaller, og de bygges meget robuste, så med et passende antal eksplosionsklapper kan de uden problemer tåle de eksplosioner, der jævnlige forekommer på shredder anlæg.

Venturiskrubberne kan optimeres til en meget effektiv støvfjernelse, men det vurderes ikke realistisk at komme meget længere ned end det, der ses på de danske anlæg. Dioxin, PCB og PAH er i høj grad associeret til partiklerne, men selvom støvemissionen nedbringes til under  $1 \text{ mg/m}^3$ , så vil emissionen af PCB stadig kunne være langt større end grænseværdien på  $0,1 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$  (se 3.7).

Leverandører af shredder anlæg er også blevet forespurgt, om de kan levere et luftrense anlæg, der er designet til også at tilbageholde organiske stoffer, som PCB, men ingen af dem er i stand til det.

### **Posefilter**

Dantherm Filtration har undersøgt mulighederne for at levere et posefilter anlæg til et af de danske shredder anlæg, med mulighed for dosering af aktivt kul, i stedet for den traditionelle venturiskrubber. Dantherm har ingen reference anlæg og har ikke kendskab til nogen andre shredder anlæg, som anvender posefiltre.

På grund af de jævnlige eksplosioner, og risikoen for støvekspllosioner i et filter anlæg, har Dantherm Filtration regnet med en række forholdsregler, med eksplosionsklapper og aflastningsområder, samt gnist-overvågning og automatisk slukning. Det er nødvendigt at kende den maksimale sprængkraft, der kan forekomme i anlægget for at dimensionere eksplosionssikringen, men det er vanskeligt at fastlægge, fordi det ikke vides, hvad der kan forekomme af eksplosionsgivende ting i skrotet.

Driftssikkerheden på sådan et filter er ukendt, og det kan reelt ikke fastlægges uden afprøvning af et fuldskala anlæg.

Der er ingen tvivl om, at luftrensning med posefilter kan bringes til at fungere stabilt og driftssikkert på shredder anlæg, men det er i dag ikke en kendt og afprøvet teknologi. Det må derfor forudses, at ved etablering af det første af sådan et type anlæg, kan der komme væsentlige ekstraomkostninger til tilpasninger af anlægget og evt. udbedring af skader efter eksplosioner samt driftstab, når luftrensningen ikke fungerer. I værste fald kan anlægget ikke bringes til driftssikker funktion, uden meget væsentlige ombygninger, fordi håndtering af eksplosioner i forbindelse med posefiltre er problematisk.

Ved etablering af et nyt shredder anlæg eller udskiftning af luftrense anlægget er der en merudgift til installation af rensning med posefilter, i størrelsen knap 3 mio. kr., mens der er tale om en investering i størrelsen 5 - 6 mio. kr., hvis der blot skal etableres en yderligere rensning af afkastluften i et posefilter med tilsætning af aktivt kul, uden at venturiskrubber behøver udskiftning. To af de danske anlæg vides at have udskiftet hele luftrense anlægget inden for de sidste år.

De samlede driftsudgifter vurderes til at være i størrelsesordenen op til 500.000 kr./år mere for en posefilterløsning, frem for en traditionelle venturiskrubbere, primært på grund af udgifter til aktivt kul.

### **Problemer ved rensning**

Posefiltre til luftrensning på shredder anlæg er en uafprøvet teknologi, og det kan derfor være driftsmæssigt og økonomisk risikabelt, at installere et posefilter, fordi funktion og driftssikkerhed er uafprøvet.

Posefiltre koster en større investering og har højere driftsomkostninger end det traditionelt anvendte venturiskrubbersystem.

Krav om posefilter med dosering af aktivt kul vil påføre branchen en betydelig investering og driftsomkostning, som vil ramme de 6 anlæg meget forskelligt, uanset om de skal installere posefilter samtidigt eller ikke.

Krav om posefiltre vil betyde en dyrere behandling i Danmark, og det kan medføre behandling i udlandet, som ikke har krav til PCB-rensning. Det kan være, at PCB-emissionen med diffust støv er en større kilde til spredning af PCB end selve shredder anlægget.

### **Konklusioner og anbefalinger**

De 15 målinger af PCB emissionen fra danske shredder anlæg viser tydeligt, at emissionsgrænseværdien på  $0,1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  ikke kan overholdes på nogen af anlæggene. Kun i en af målingerne var koncentrationen mindre end grænseværdien, og gennemsnittet af de målte koncentrationer var 60 gange større end grænseværdien. I en enkelt måling var koncentrationen 220 gange større end grænseværdien.

De målte emissioner svarer til en total årlig emission på omkring 3 kg PCB, ved en årlig driftstid på alle anlæggene på 2.000 timer.

Det er klart, at emissionsgrænseværdien for PCB ikke kan overholdes ved anvendelse af de eksisterende venturiskrubbere, heller ikke selvom disse optimeres, dels fordi teknologien ikke kan bringe støvkonzentrationen tilstrækkeligt langt ned, og dels fordi en del PCB findes på dampform.

Imidlertid er det sandsynligvis teknisk muligt at reducere emissionen til under emissionsgrænseværdien ved anvendelse af posefiltre med dosering af aktivt kul. Teknikken er dog ikke afprøvet i praksis, så der må forventes at være ekstra omkostninger forbundet med at afprøve og videreudvikle denne teknologi til anvendelse på shredder anlæg. I den forbindelse skal det nævnes, at investerings- og driftsomkostningerne for et posefilter med dosering af aktivt kul, er betydeligt større end for de venturiskrubber anlæg, der normalt findes på shredder anlæg.

Udledning af PCB bør i princippet begrænses mest muligt, men omkostningen til rensning bør modsvare den miljømæssige effekt, der opnås ved rensningen. Det anbefales derfor at overveje følgende, før der stilles krav om overholdelse af emissionsgrænseværdien for PCB:

- Bør rensningsteknologien med filter og aktivt kul afprøves og udvikles, så den med sikkerhed er anvendelig på shredder anlæg, d.v.s. at den nødvendige driftsstabilitet er sikret?
- Hvilke ekstra omkostninger vil indførelse af rensning med posefiltre kræve?
- Hvad vil disse udgifter betyde for de enkelte anlæg og for branchens konkurrenceevne, i forhold til udlandet, hvor der ikke er tilsvarende krav? Der kan være mulighed for, at danske anlæg vil lukke og/eller flytte aktiviteterne til Sverige og Nordtyskland.

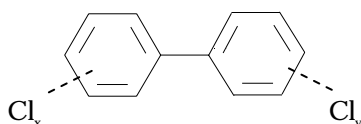
Herefter kan det med en Cost Benefit Analyse vurderes, om de økonomiske konsekvenser ved at effektuere grænseværdien står mål med den opnåede reduktion af PCB emissionen, i form af reduceret af PCB-belastning af befolkningen. Det kunne også overvejes, om Danmark bør foreslå at PCB emission fra shredder anlæg reguleres på EU plan, så vilkårene bliver ens for alle.



## 2 Regulering af PCB-emission

### 2.1 PCB kemi

PCB er et akronym for **polychlorede biphenyler**, der består af to sammenknyttede, seksleddede benzenringe (biphenyl), hvor der kan være op til 10 chloratomer (i stedet for hydrogenatomet i hvert hjørne af de to benzenringe).



Det betyder, at der teoretisk kan være 209 forskellige enten isomere (forskellig placering af samme antal chloratomer) eller homologe (forskelligt antal chloratomer) chlorbiphenyler, der kaldes PCB-congenerer (familiemedlemmer, bestanddele, komponenter).

#### 2.1.1 PCB congenerer

Disse PCB-congenerer har alle hver sit IUPAC nummer, og de har forskellige fysisk-kemiske (og toksikologiske) egenskaber. For nogle congenerer, der ikke har chloratomer i **ortho**-position, ligger de to benzenringe i samme plan (coplanare), mens **ortho**-substitution betyder, at benzenringene er drejet i forhold til hinanden.

Et udvalg af de vigtigste congenerer med navne, identifikationsnumre og fysisk-kemiske egenskaber er medtaget i Bilag 1. Her ses også hvilke PCB, der kaldes Marker eller DIN PCB, og hvilke der er dioxin-lignende, d.v.s. har toksiske egenskaber som dioxiner.

### 2.2 Toksikologi

PCB-congenererne har forskellige egenskaber i naturen. Nogle PCB-congenerer er meget svært nedbrydelige og har derfor en meget lang halveringstid i naturen og i mennesker. De er alle opløselige i fedtstoffer og kan derfor opkoncentreres i menneskers og dyrs fedtvæv - samt udskilles igennem modermælken. De PCB-niveauer, man tidligere har konstateret i modermælksprøver fra Danmark, er vurderet som sundhedsmæssigt betænkelige. Befolkningen i arktiske områder er endnu mere udsatte. Heldigvis har niveauerne i de fleste områder været for nedgående i de senere år.

Ud fra et toksikologisk synspunkt kan PCB inddeles i to grupper. Den ene gruppe består af 12 congenerer, såkaldte non-ortho og mono-ortho substituerede "coplanare" PCB, som har samme toksikologiske mekanismer som dioxiner, og de benævnes dioxin-lignende PCB. De er blevet tildelt dioxin-toksicitets-ækvivalent-faktorer (TEF værdier) af WHO, og indgår i de

nye grænseværdier for indholdet af dioxin og dioxinlignende PCB i fødevarer og foderstoffer.

De øvrige PCB har ikke dioxinlignende egenskaber, men kan have andre toksikologiske profiler. De udgør mængdemæssigt hovedparten af de tekniske PCB-produkter, mens de dioxinlignende PCB kun forekommer i lave koncentrationer, som dog sammen med den forurening med PCDF, der altid er i PCB-produkterne, har den største toksikologisk betydning. Disse stoffer er derfor den primære årsag til mange af de effekter, som er beskrevet i forsøgsdyr og mennesker efter eksponering for PCB, selv om effekterne ofte kun beskrives som PCB-effekter.

De PCB, som formodes at være af størst toksikologisk betydning, er de PCB, der ophobes i kroppen og herved opnår høj intern dosis. Baseret på analyserne af modermælk fra 18 europæiske lande drejer det sig om de følgende ikke-dioxinlignende PCB: PCB 18, 28, 33, 37, , 52, 60, 66, 74, 99, 101, 110, 128, 138, 141, 153, 170, 180, 183, 187, 194, 206 og 209, og de dioxin-lignende PCB: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 169 og 189. Den dominerende congener er PCB 153, efterfulgt af PCB 138 og PCB 180. Disse 3 congenere udgør hovedparten af PCB i modermælk, og de er også blandt de 6 marker PCB, som den danske grænseværdi gælder for, og som normalt er med i analyser for PCB.

Tilstedeværelsen af de enkelte PCB-congenere siger dog ikke noget om deres toksikologiske virkning og deres farlighed. Alle PCB-congenere er fedtopløselige og opkoncentreres i fedtvæv. Den koncentration, der opnås, afhænger af indtaget og organismens evne til at nedbryde og udskille den enkelte congener.

Det er almindeligt anerkendt, at langt den største belastning af mennesker med PCB, dioxin og andre miljøfremmede stoffer stammer fra indtagelse af fødevarer. Indtagelsen via indånding er generelt lav, dels fordi koncentrationen i luften normalt er lav, og dels fordi optagelsen via lungerne er dårlig, fordi de har en vandig overflade, hvor opløseligheden er meget lav for de fleste POPer.

### 2.3 Grænseværdi for emission af PCB

Grænseværdien for PCB blev fastsat i den første Luftvejledning<sup>1</sup>, der udkom i 1990, med følgende formulering:

***”Nogle stoffer er så betænkelige, at særligt lave emissionsgrænser yderligere bør anvendes. Det gælder PCB, hvor en emissionsgrænse på 0,0001 mg/norm.m<sup>3</sup> bør anvendes.”***

Formuleringen med ”bør anvendes” kan læses som en indikation af en vis usikkerhed på, om det er en grænseværdi, der skal overholdes, eller om det er en værdi, der bør tilstræbes overholdt, fordi det måske ikke vides, om det er realistisk at overholde den. Det er tilsyneladende på den måde grænseværdien hidtil er blevet anvendt, da ingen anlæg har fået krav om at skulle overholde grænseværdien, når det har vist sig, at det eksisterende luftreanlæg ikke var tilstrækkeligt.

---

<sup>1</sup> Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 6, 1990. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder.

Grænseværdien er videreført i den nye Luftvejledning<sup>2</sup>, med formuleringen: **”For PCB gælder der en emissionsgrænseværdi på 0,0001 mg/norm.m<sup>3</sup>”**, og det angives i en fodnote, at analysemetode og prøveudtagningsmetode for PCB bliver offentliggjort senere.

Her er den lidt vage formulering ”bør anvendes” forsvundet, men det er tilsyneladende ikke sket på baggrund af en afklaring af, om grænseværdien kan overholdes, og om den er fastsat til det rigtige niveau, ud fra de kriterier der normalt anvendes ved fastsættelse af grænseværdier.

Det har ikke været muligt at finde frem til den oprindelige baggrund for fastsættelsen af grænseværdien, hverken hvilke emissionskilder den specielt har været møntet på, eller nogen overvejelser om emissionskilder og effekter på omgivelserne. Der har ikke været nogen særlig stor viden om hverken danske eller udenlandske emissionskilder, da produktionen og anvendelse af PCB blev stærkt begrænset i årene op til forbudet mod produktion og anvendelse i 1980.

PCB'er er meget persistente og nedbrydes kun ekstremt langsomt i naturen. Det er anvendt og findes derfor stadig i et meget stort antal produkter og materialer. De vigtigste kilder til spredning af forureningen med PCB er derfor affaldssektoren, som behandler disse produkter og materialer, når de skal bortskaffes. Den vigtigste kilde til utilsigtet spredning af PCB anses i dag for at være shredder anlæg til sønderdeling af metalaffald, f.eks. biler, hårde hvidevarer, jernaffald fra industri, nedrivninger og genbrugspladser.

Der er en stigende interesse for emissionen af dioxin-lignende PCB, fordi de nu indgår i WHO's grænseværdier for indholdet af dioxin og dioxin-lignende PCB i fødevarer og foderstoffer. Det vil formentlig medføre, at de på et tidspunkt også vil blive omfattet af grænseværdien for dioxin. Måleteknisk er dette allerede forberedt, ved at standarden EN 1948 om måling af emissionen af dioxin er blevet udvidet med en del 4, og måling af dioxin-lignende PCB. Heri er der også et bilag om måling af de 6 marker PCB, som svarer til metoden i MEL-11.

#### 2.4 Målemetode for PCB

Miljøstyrelsen Referencelaboratorium for måling af emissioner til luften udarbejdede i 2003 Metodebladet nr. MEL-11 om ”Bestemmelse af koncentrationen af Polychloreerede Biphenyler (PCB) i strømmende gas. Heri blev det fastlagt hvilke PCB-congenerer, der skulle bestemmes.

I Miljøstyrelsens 3. Supplement til Luftvejledningen om ”Emissionsgrænseværdi og målemetode for Polychloreerede Biphenyler (PCB)” dateret den 30. september 2003, blev MEL-11 fastlagt som målemetode for PCB, i forhold til den gældende emissionsgrænseværdi.

Ifølge 3. Supplement til Luftvejledningen er Miljøstyrelsen bekendt med, at shredder anlæggene kan have problemer med at overholde grænseværdien, og hvis det er tilfældet, selvom renseanlægget fungerer optimalt, så kan en højere grænseværdi være en mulighed. Miljøstyrelsen angiver også at ville rådgive herom, og denne rapport er udarbejdet med henblik på denne rådgivning.

---

<sup>2</sup> Vejledning Nr. 2, 2001. Luftvejledningen.

## 2.5 Udenlandske grænseværdier for PCB

Der er generelt ikke krav til emissionen af PCB i andre lande end Danmark. Den eneste undtagelse, der er fundet, er Italien, som i en vejledning fra 1990 angiver en grænseværdi for PCB på  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , hvis masseflowet er  $\geq 0,5 \text{ g/h}$  /Ref.33/. Det er 5.000 gange højere end den danske grænseværdi på  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og ca. 23 gange større end den højeste målte emission fra danske anlæg på  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det fremgår dog ikke, om den italienske grænseværdi gælder PCB alene, eller for summen af PCB, PCT og PCN, da de tre stoffer sammen er nævnt i den pågældende kategori.

Den direkte regulering af virksomhederne i Italien foretages af de lokale myndigheder, som normalt vil udvælge de stoffer og grænseværdier, der er relevante for et givet produktionsanlæg. Det er derfor uvist, om nogen af shredder-anlæggene i Italien har krav til emissionen af PCB. Skulle det være tilfældet, så vil de i forhold til den målte danske emission, ikke have nogen problemer i at overholde grænseværdien, som er ca. 23 gange højere end den højeste målte danske emission.

I /Ref.33/ er nævnt en hollandsk "Emission level associated with BAT" på  $0 - 0,1 \text{ ng}/\text{Nm}^3$  PCB-TEQ. Det er ikke en grænseværdi, men det opnåelige niveau ved anvendelse af BAT, for de 12 dioxin-lignende PCB-congenerer, som udgør en meget lille andel af den normalt forekommende samlede mængde PCB'er.

Der er ikke fundet nogen emissionsgrænseværdi for PCB i andre lande, dels ved søgning i almindelige litteraturkilder via Internettet, eller ved personlig henvendelse til kontakter i Tyskland, Østrig, Schweiz, Frankrig, Spanien, Polen, England og Belgien.

Stena Jern & Metal har oplyst /Ref.35/, at på deres shredder-anlæg i Halmstad, er kravene i miljøgodkendelsen udelukkende en grænseværdi for støv på  $10 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ , og der er ingen krav om regelmæssige målinger. På deres anlæg i Pori i Finland er der også kun en grænseværdi for støvemissionen på  $20 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ , samt krav om målinger hvert 3. år.

## 2.6 Grænseværdier for PCB i arbejdsmiljø

Arbejdstilsynet har fastsat en grænseværdi for total PCB på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som middelværdi over en arbejdsdag.

NIOSH i USA anbefaler en arbejdsmiljøgrænseværdi på  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 2.7 PCB niveauer i udeluft

PCB-niveauer i atmosfæren er normalt i størrelsesordenen  $0,1-10 \text{ ng}/\text{m}^3$ .

Wittlinger og Ballschmiter (1987) har bestemt baggrundskoncentrationen af PCB i luft med en meget følsom metode, som omfatter de 6 marker PCB'er. I byer fandt de  $0,35 - 2,6 \text{ ng}/\text{m}^3$  og på landet  $0,1 - 0,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ . Gennemsnittet var  $0,8 \text{ ng}/\text{m}^3$ /Ref.12/.

Koncentrationerne var meget afhængig af de meteorologiske forhold (lufttemperatur, fugtighed, vind). I øde områder var 80% på dampform, i byer og ved industrier forekom PCB i højere grad adsorberet til partikler/støv.

I Madrid blev 14 PCB-congenere bestemt i dampfasen og 10 PCB-congenere i partikelfasen. I dampfasen varierede koncentrationerne mellem 0,1 og 1,8 ng/m<sup>3</sup> med et gennemsnit på 0,5 ng PCB/m<sup>3</sup>. I partikelfasen var koncentrationerne lavere: 0,004-0,45 ng PCB/m<sup>3</sup> med et gennemsnit på 0,45 ng PCB/m<sup>3</sup> /Ref.12/.

## 2.8 Grænseværdier for PCB i udeluft

En række stater i USA har fastsat gennemsnitlige acceptable koncentrationer af PCB i udeluft. De laveste værdier er anført i Tabel 1.

Varighed	ng/m <sup>3</sup>	Stat
30 min.	100	Texas
1 time	300	Arizona
8 timer	10	Connecticut
24 timer	3	Massachusetts
Årligt	0,08	North Carolina

Tabel 1. Luftkvalitetsgrænseværdier for PCB i USA /Ref.12/.

I Norge og Holland er der PCB grænseværdier for udeluften på henholdsvis 0,5-1 ng/m<sup>3</sup> og 36 ng/m<sup>3</sup> /Ref.12/.

## 2.9 PCB i indeklima

Indendørs PCB-koncentrationer er ofte højere end udendørs koncentrationer, p.g.a. afdampning fra PCB-holdige bygningsmaterialer og produkter. I USA er der blevet målt op til 300 ng/m<sup>3</sup> i offentlige kontorbygninger (5-300 gange mere end udenfor) /Ref.12/.

## 2.10 Grænseværdier for PCB i indeklima

I Tyskland blev der i 1995 fastsat en grænseværdi for det tolerable indhold af total PCB i indeklima på 300 ng/m<sup>3</sup>, og en grænse for akut sundhedsfare på 3.000 ng/m<sup>3</sup> /Ref.36/. I Tyskland beregnes total PCB som 5 gange koncentrationen af de 6 marker PCB (svarer til de PCB den danske grænseværdi gælder for). Den tyske grænseværdi svarer derfor til 60 ng/m<sup>3</sup> målt som de 6 marker PCB.

## 3 PCB-emission fra shredder anlæg

### 3.1 kilder til PCB emission fra shredder anlæg

I Miljøstyrelsens rapport, PCB/PCT-forurening /Ref.20/ fra 1983 er forbruget og ophobningen af PCB opgjort. Det opgjorte forbrug frem til 1981 er vist i Tabel 2.

Anvendelse	Forbrug i tons	Forbrug i %
Elektrotekniske formål d.v.s. kondensatorer og transformere	650 – 1.200	Ca. 60
Blødgører i bl.a. malign, fugemasse og lim til termoruder	300 – 500	Ca. 25
Andre industrielle anvendelser primært selvkopierende papir	150 – 250	Ca. 13
Forurening i papir, pap og foderstoffer	< 60	< 3
Samlet forbrug	1.100 – 1.200	100

Tabel 2. Forbrug af PCB i Danmark frem til 1981 /Ref.20/.

De anvendte mængder PCB i de to sidste punkter, andre industrielle anvendelser og forurening i papir, pap og foderstoffer, antages at være fuldstændigt bortskaffet i dag, og selvom der skulle være noget tilbage, så ville det ikke kunne være en kilde til emission af PCB fra shredder anlæg.

Omkring 60% af forbruget af PCB har været anvendt i elektriske og elektroniske apparater. I begyndelsen af 1980'erne var der skønsmæssigt 50.000 PCB-holdige transformatorer, og der blev solgt over 8 millioner små PCB-holdige kondensatorer. Der er formentlig fortsat et antal større eller mindre apparater i brug med indhold af PCB, og disse vil løbende havne i affaldet. Udstyret skal mærkes, så det tydelig kan ses, at det indeholder PCB, men det kan ikke udelukkes, at mærkningen kan være ukomplet. Specielt er små PCB-holdige kondensatorer i gamle hårde hvidevarer og lysstofarmaturer formentlig sjældent mærkede, og de vil fortsat ende i metalholdige affald, som behandles i shredder anlæggene. Denne kilde må dog være stærkt på retur, fordi levetiden for hårde hvidevarer og lysstofarmaturer er begrænset, så langt de fleste er formentlig allerede blevet skrottet.

Der er dog andre potentielle kilder til PCB-forurenede materialer, som tilføres shredder anlæggene, som kan være større kilder end de elektriske og elektroniske apparater. Det er blødgører i malinger og fugemasser, som i en vis udstrækning er anvendt på stålkonstruktioner, som generelt har en betydelig længere levetid end hårde hvidevarer og lysstofarmaturer. Det er vanskeligt at identificere PCB-holdige malinger og fugemasser, og det er derfor urealistisk at frasortere det inden behandling i shredder anlæg.

PCB/PCT rapporten /Ref.20/ forudser, at mængden af PCB, der er ophobet i små kondensatorer i bl.a. lysstofarmaturer og blødgører i maling, lim og fugemasse (formentlig omkring 200 – 400 tons), antageligt vil være fuldstændigt bortskaffet, primært ved deponering, inden år 2000. Ifølge målingerne af

PCB-emissionen fra de danske shredder anlæg, så er denne antagelse langt fra opfyldt, og det viser, at sådanne forudsigelser er meget vanskelige, bl.a. fordi man ikke kender den nøjagtige anvendelse af PCB, og dermed heller ikke levetiden for alle de produkter, hvor det er anvendt.

BREF-dokumentet "Production of Iron and Steel" /Ref.1/ angiver små kondensatorer i forskellige produkter, som vaskemaskiner, hårtørrere, emhætter, oliebrændere og lysstofarmaturer, som den væsentligste kilde til PCB-indholdet i skrot. Det angives, at disse kondensatorer bør frasorteres, men at det formentlig ikke sker på grund af alt for store omkostninger.

### 3.2 Dannelsen af PCB i shredderprocessen

Emissionen af PCB og andre stoffer, som dioxiner, PAH, benzen, benzol m.v., er stoffer, der allerede findes i det skrot, der behandles i shredder anlægget.

Det hævdes fra flere sider, at dioxiner potentielt kan dannes i selve shredderprocessen, fordi temperaturen lokalt kan komme op på 4 – 600 grader Celsius, hvor dioxiner teoretisk kan dannes. Da der også findes alle de nødvendige stoffer, der favoriserer dannelsen af dioxiner, chlorid, metaller og PCB m.v., kan dannelsen forekomme, men der er ikke fundet nogen undersøgelser, der dokumenterer det. Der forekommer dioxiner i skrottet, og da de kendte målinger af emissionen af dioxiner fra danske shredder anlæg er mindre end grænseværdien på 0,1 ng I-TEQ/Nm<sup>3</sup>, er dannelsen af dioxiner i shredderprocessen sandsynligvis en meget begrænset kilde til dioxin emissionen.

PCB menes at kunne dannes i forbrændingsprocesser, på samme måde som dioxiner, men da PCB ikke indeholder et iltatom i bindingen mellem de to benzenringe, så vil det kun kunne dannes under reducerende forhold, d.v.s. uden tilstedeværelse af ilt. Da shredderprocessen ikke er en forbrændingsproces, der forbruger ilt, så vil iltkoncentrationen være høj alle steder i processen, og muligheden for dannelsen af PCB anses derfor for meget usandsynlig.

I /Ref. 18/ angives også indholdet af dioxiner og PCB i det skrot, der behandles i shredder anlægget som kilden til den emission, der forekommer. PCB i skrottet kan stamme fra anvendelse af PCB ved fremstilling af produkterne, men det kan også være tilført senere i brugsfasen, f.eks. overfladebehandling eller tætning med fugemasse med produkter, der indeholder PCB. En generel forurening af overflader med PCB-holdigt støv er også en mulighed. Der kan f.eks. være meget støv indvendigt i hårde hvidevarer. Flere undersøgelser af støv i boliger og kontorer viser en generel forurening med PCB (og andre POP'er) i relativt høje koncentrationer.

### 3.3 PCB Emission fra shredder anlæg

Målinger af emissionen af PCB fra danske anlæg er samlet sammen, og der er tillige søgt efter udenlandske målinger. Der er fundet relativt få målinger af emissionen af PCB fra udenlandske shredder anlæg, hvilket hovedsageligt skyldes, at ingen andre lande end Danmark har en egentlig grænseværdi for PCB, og derfor heller ingen krav om målinger.

Der er fundet nogle målinger, men flest upublicerede tyske resultater indhentet fra personlige kontakter.

### 3.4 PCB emission fra danske shredder anlæg

På grund af den danske grænseværdi for PCB på 0,1 µg/Nm<sup>3</sup>, er der i varierende omfang udført måling af PCB-emissionen på alle 6 danske shredder anlæg. Alle de udførte målinger er indsamlet dels fra anlæggenes godkendende myndighed, og dels direkte fra anlæggene.

Der er fundet i alt 16 målinger af PCB-emissionen fra de danske shredder anlæg, men der er meget stor forskel på antallet af målinger på de enkelte anlæg.

Nogle af anlæggene har krav til emissionen af PCB i deres miljøgodkendelse, og to af dem har som følge heraf tilsammen udført 11 målinger. Der er fundet to målinger fra et anlæg, og en måling fra hvert af de tre sidste anlæg. Alle de fundne måleresultater for PCB er vist i Tabel 3, sammen med støvemissionen for de anlæg, hvor den også er blevet målt.

Anlæg Nr.	Dato	Støv mg/Nm <sup>3</sup>	Koncentration µg/Nm <sup>3</sup>	Emission mg/h	Arlig emission v. 2.000 t/år g/år
2	nov-94	80	< 0,1	6	12
1	jun-97	4	0,7	8	17
6	jun-97		4,3	164	329
6	apr-99		3,7	106	212
3	okt-99	5	0,02	2	4
6	jun-00		0,4	22	43
6	sep-00		7	237	473
3	okt-00	11	0,5	56	112
5	nov-00	44	9	308	616
6	sep-01		0,2	6	12
5	dec-01	15	8,6	236	471
6	jun-04	7	2,9	166	332
5	jun-05	14	11	594	1.188
4	aug-05	7	6,6	297	594
5	dec-05	18	14	535	1.070
5	jun-06	7	22	1.254	2.508
Middelværdi		19,2	6,1	250	500

Tabel 3. PCB-emission fra de 6 danske shredder anlæg /Ref. 16/.

Den første måling på anlæg 2 fra 1994 kan være misvisende, fordi måle- og analysemetoden er ukendt. Ud af de resterende 15 målinger er der kun en, som er mindre end grænseværdien, og den højeste på 22 µg/Nm<sup>3</sup> er 220 gange større end grænseværdien.

De sidste 5 målinger fra 2004-06 er udført under driftsforhold, som lever op til kravene i 3. supplement til Luftvejledningen, om at luftreseauanlægget skal køre i overensstemmelse med designværdierne samt at det vedligeholdes og serviceres ordentligt. På trods af dette er der målt meget høje PCB-emissioner i forhold til grænseværdien. Middelværdien for disse 5 målinger er 11,3 µg/Nm<sup>3</sup>, mens middelværdien for alle målingerne er 6,1 µg/Nm<sup>3</sup>.



Emissionen er som middelværdi 250 mg/h og 500 g/år ved en årlig driftstid på 2.000 timer. Da der er 6 shredder anlæg i Danmark, giver det en samlet emission på ca. 3 kg/år. Dette tal er behæftet med en del usikkerhed, dels på grund af den relativt store spredning på målingerne, og dels kan den rigtige driftstid være væsentlig forskellige fra de forudsatte 2.000 effektive driftstimer om året.

Hvis emissionen reduceres til under grænseværdien på alle anlæg, så vil den samlede emission blive nedbragt til < 50 g/år, hvilket svarer til en gennemsnitlig reduktion på 98,3%. Den højeste emission på 22 µg/Nm<sup>3</sup> skal dog reduceres med 99,5% for at komme ned på grænseværdien. For at være sikker på at kunne overholde grænseværdien, bør en eventuel luftrensning dimensioneres til en rensning på 99,9 %.

### 3.5 PCB-emission fra udenlandske shredder anlæg

Måling af PCB-emissionen fra shredder anlæg er ikke særlig udbredt, formentlig fordi der ikke er krav til emissionen af PCB i andre lande (muligvis undtagen enkelte anlæg i Italien).

Der er derfor kun fundet ganske få udenlandske målinger af PCB-emissionen fra shredder anlæg.

PCB-emission fra et tysk shredder anlæg der forarbejder elektronik- og elektrisk skrot.

Dato	25/10-05	26/10-05	27/10-05	Middel
PCB-emission µg/Nm <sup>3</sup>	3,4	3,2	5,7	4,1

Tabel 4. PCB-emission fra et tysk shredder anlæg der forarbejder elektronik- og elektrisk skrot /ref. 10, 21/.

På et andet tysk shredder anlæg er der udført målinger ved behandling af forskellige typer skrot.

Type skrot	Normal skrot	Biler	Ståltønder	Middel
PCB-emission µg/Nm <sup>3</sup>	5,6	1,6	4,2	3,8

Tabel 5. PCB-emission fra tysk shredder anlæg med forskellige typer skrot /ref. 17

I en anden tysk undersøgelse (vist i Tabel 6) er der i 2001 og 2003 udført målinger af PCB-emissionen. Måletiden er ½ time i 2001 og 2 timer i 2003. Typen af skrot, der behandles, er ukendt.

PCB-emission µg/Nm <sup>3</sup>	Prøve 1	Prøve 2	Prøve 3	Middel
Målinger i 2001	1,6	2,3	2,6	2,2
Målinger i 2003	2,8	3,7	4,6	3,7

Tabel 6. PCB-emission fra tysk shredder anlæg med ukendt typer skrot /Ref.34/

Hovedparten af PCB-emissionen udgøres af de to lavest kogende PCB nr. 28 og nr. 52. De udgør henholdsvis 95% af indholdet i prøverne fra 2001 og 86% af prøverne fra 2003.

I Tabel 7 er vist emissioner fra shreddning af biler fra en italiensk undersøgelse /Ref. 29/.

Parameter	Enhed	Koncentration
PCB målt som Aroclor 1254	$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	1,7 – 3,7
PCB omregnet til marker PCB	$\mu\text{g}/\text{Nm}^3$	0,8 – 1,8
Støv	$\text{mg}/\text{Nm}^3$	7,4
Luftflow	$\text{Nm}^3/\text{h}$	107.700
Produktion	t/h	56

Tabel 7. Italienske emissioner fra shreddning af biler /Ref. 29/.

De 6 marker PCB udgør hovedparten af PCB i Aroclor 1252, og omregningen er foretaget med forudsætningen, at de udgør halvdelen.

Sammenlignes de italienske tal med den tyske måling i Tabel 5 på  $1,6 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  fra shreddning af biler, så er der en pæn overensstemmelse.

De få udenlandske målinger af PCB-emissionen fra shredder anlæg viser tydeligt de samme niveauer som de danske målinger.

De store variationer, der ses i målingerne, afspejler tydeligt, at der er stor forskel på PCB-indholdet i forskellige typer skrot og dermed også i emissionen.

De tyske målinger, der viser den laveste emission ved shreddning af biler, passer fint med, at biler har en begrænset levetid, og derfor er hovedparten af de biler, der skrottes i dag, produceret efter, at anvendelsen af PCB blev forbudt. PCB kan selvfølgelig forekomme som forureninger i nogle af de dele, der indgår i nyere biler, men mængden antages at være meget begrænset.

### 3.6 PCB i shredderaffald

Der findes et stort antal undersøgelser af sammensætningen af shredderaffald, og indholdet af specielt metaller og i nogle tilfælde også PCB og andre POP'er.

Indholdet af PCB i shredderaffald, med grænseværdien 50 ppm (50 mg/kg), er i Danmark og mange andre europæiske lande et afgørende kriterium for klassificering af affald. Værdien genfindes i Stokholmkonventionen /Ref.32/, som grænsen for indhold af PCB for identifikation og mærkning af PCB-holdige produkter, med henblik på mærkning og bortskaffelse.

Forskellene i analyse- og opgørelsesmetode for PCB i forskellige lande gør at målte koncentrationer i forskellige undersøgelser kan være meget forskellige. Direkte sammenligning kan derfor være misvisende, hvis man ikke tager hensyn til de anvendte analyse- og opgørelsesmetoder. Yderligere kan der være meget stor forskel på shredderaffaldets indhold af PCB, afhængigt af affaldets oprindelse. Der er ikke fundet nogen undersøgelse, der entydigt redegør for hvilke kilder, der har størst betydning for indholdet af PCB i shredderaffald.

Flere undersøgelser, f.eks. /Ref. 18/ angiver, at indholdet af PCB i shredderaffald er for nedadgående, og at det i løbet af en årrække vil forsvinde helt, fordi anvendelse af PCB er ophørt for mange år siden. Der er ingen tvivl om, at dette er rigtigt, men det kan være en meget lang årrække.

Indholdet af PCB i shredderaffald refereres i det følgende fra en række undersøgelser.

I en svensk undersøgelse /Ref.2/ af mulighederne for at udnytte energiindholdet i shredderaffald ved forbrænding, er forskellige typer shredderaffald sorteret efter partikelstørrelse og karakteriseret ved analyse af en række parametre, deriblandt dioxin og PCB. Det fremgår ikke af referencen hvilke PCB-congenerer, der er analyseret, men analysen er foretaget med GC/MS, ligesom for dioxinerne.

Anlæg	Skrottype	Dioxin ng I-TEQ/g		PCB mg/kg	
		> 10-17 mm	< 10-17 mm	> 10-17 mm	< 10-17 mm
1	Half dism. Cars	< 0,6	-	6,7	-
	Full dism. Car	< 0,2	-	6,1	-
	Mixed cars	< 0,03	0,04	1,1	41
	Mixed waste	< 0,2	0,03	12	77
	White goods	< 0,15	0,04	34	114
	Industrial waste	< 0,3	0,04	24	62
2	Half dism. Cars	< 0,2	-	2,1	-
	Half dism. Cars	< 0,11	-	0,5	-
	Full dism. Car	< 0,6	-	0,6	-
	Mixed cars	< 0,3	0,06	1,5	14
	Mixed waste	< 0,2	0,15	39	217
	White goods	< 0,16	0,11	102	254
	Industrial waste	< 0,12	0,14	25	295
Middel		< 0,6	0,08	20	134
Middel biler		< 0,6	0,05	2,7	28
Middel andet		< 0,2	0,09	39	170

Tabel 8. Dioxin og PCB i shredderaffald /Ref. 2/

Indholdet af dioxiner er som ventet meget lavt, mens indholdet af PCB er overraskende højt set i forhold til, at anvendelsen har været forbudt i Sverige siden 1978.

Det ses tydeligt i tabellen, at indholdet af PCB i biler er meget mindre end i de andre typer affald, hvilket formentlig afspejler, at langt de fleste biler, der skrottes nu, er produceret efter forbuddet i 1978, og derfor ikke indeholder PCB ud over, hvad der kan forekomme som forureninger.

Det er også tydeligt, at indholdet af PCB er størst i den fraktion med de mindste partikler (< 10-17 mm). Indholdet af PCB i den fraktion, der udskilles i venturiskrubberen, kan derfor forventes at være højere end de koncentrationer, der er fundet i denne undersøgelse.

I en tysk undersøgelse /Ref.27/ er PCB analyseret i 784 prøver af shredderaffald udtaget siden 1985. Der er analyseret de samme 6 PCB congenerer, som angivet for den danske emissionsgrænseværdi i metodebladet MEL-11 /Ref.31/.

PCB-indhold (6 marker PCB)	Enhed	Antal prøver n/<n	Minimum	Maksimum	Median	80% percentil
Alle prøver	mg/kg TS	784/12	0,001	297	5,0	9,5
SLF elektronikskrot	mg/kg TS	60/12	0,18	298	5,1	13
Blandet og Kfz skrot	mg/kg TS	301/0	0,64	114	6,5	9,6
n = Antal prøver og <n = Antal prøver mindre end detektionsgrænsen						

Tabel 9. PCB i shredderaffald i 784 prøver fra shredder anlæg i Tyskland /Ref.27/.

Disse værdier er i samme størrelsesorden som i den foregående svenske undersøgelse og underbygger, at det direkte er PCB-indholdet i det skrot, der behandles i shredder anlæggene, der er kilden til emission af PCB.

### 3.7 PCB i støvemission fra shredder anlæg

I en dansk måling /Ref.16/ er der fundet 17 mg/kg PCB (= 17 ppm) i tørstofindholdet i slammet fra venturierskrubbersystemet, hvor der i afkastet blev målt en emission på 6,6 µg/Nm<sup>3</sup> og en støvemission på 6,5 mg/Nm<sup>3</sup>. Det svarer til en PCB-koncentration i støvet på omkring 1µg/mg, eller 1.000 ppm. Det indikerer kraftigt, at koncentrationen af PCB er væsentlig højere i de mindre partikler, som slipper igennem luftrensningen, i forhold til de partikler der udskilles. Det stemmer godt overens med det forventede (se afsnit 3.6 side 18), om at PCB og andre POP'er i højere grad er associeret til de mindre partikler, som har en langt større overflade end de større partikler.

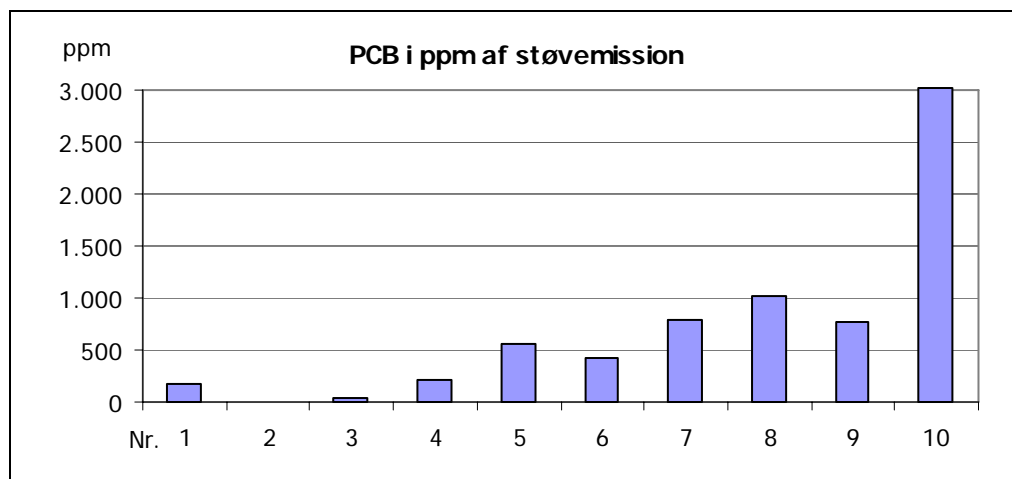
For en del af de danske målinger er der også målinger af støvemissionen, og for dem er PCB-emissionen i ppm af støvemissionen vist i Tabel 10.

Anlæg Nr.	Støv mg/Nm <sup>3</sup>	Koncentration µg/Nm <sup>3</sup>	PCB i støvemission ppm
1	4,0	0,7	175
3	4,6	0,02	4
3	11	0,5	45
5	44	9	205
5	15	8,6	562
6	7,0	2,9	414
5	14	11	786
4	6,5	6,6	1.015
5	18	14	778
5	7,3	22	3.014
	13,2	7,5	700

Tabel 10. PCB i ppm af støvemission

Middelværdien er 700 ppm, og det er den også, hvis der ses bort fra de 3 laveste og den højeste måling, som kunne repræsentere meget atypiske driftsforhold og emissioner.

Værdierne er også vist grafisk i Figur 1, hvor det tydeligt ses, at hovedparten af værdierne samler sig om middelværdien på 700 ppm.



Figur 1. Emission af PCB i ppm af støvemission på danske shredder anlæg

En optimering af støvfjernelsen i shredder anlæggenes luftrensning vil også reducere PCB-emissionen, men det antages, at noget PCB findes på dampform, og her vil en støvreduktion ikke have nogen effekt.

Hvis alt PCB findes på partikelform, og det antages, at det er jævnt fordelt i forhold til partiklernes vægt, så skal den gennemsnitlige støvemission reduceres til  $0,14 \text{ mg/m}^3$ , for at det gennemsnitlige PCB-indhold på 700 ppm netop svarer til emissionsgrænsesværdien for PCB på  $0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ .

Støvemissionen kan ikke nedbringes til så lavt et niveau med de eksisterende venturiskrubbere, heller ikke selvom de optimeres, fordi teknologien ikke er anvendelig til at reducere støvkoncentrationen til så lavt et niveau.

Det vurderes at være teknisk muligt at reducere emissionen til under emissionsgrænsesværdien ved anvendelse af posefiltre med dosering af aktivt kul. Aktivt kul er nødvendigt, fordi noget PCB findes på dampform, som ikke kan tilbageholdes sammen med partiklerne. Teknikken er dog ikke afprøvet i praksis, så der må forventes at være ekstra omkostninger forbundet med at afprøve og udvikle denne teknologi til anvendelse på shredder anlæg.

### 3.8 Spredningsberegning for PCB med OML-model I en

For at vurdere omgivelsernes belastning med PCB fra shredder anlæggenes emission, er der foretaget en OML-beregning med en emission på  $11,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ , hvilket svarer til middelværdien af de 5 målinger nævnt i forrige afsnit.

Inddata til OML-beregningen, der svarer til de fysiske forhold på et af de danske anlæg, er vist i Tabel 11.

Emission	Luftflow	Temperatur	HS	HB	DSI	DSO
$\mu\text{g/Nm}^3$	$\text{Nm}^3/\text{h}$	$^{\circ}\text{C}$	m	M	m	M
11,3	57.000	20	20	8	1,4	1,42

Tabel 11. Inddata til OML-beregning

Da det er den samlede belastning over lang tid, der er afgørende for den toksiske virkning af PCB, anvendes middelværdien over hele beregningsåret, fordi det er bedre mål for den belastning, naboerne kan være udsat for, end 99 % fraktilen.

Den højeste middelværdi, der optræder i 200 meters afstand fra shredder anlægget, er  $0,5 \text{ ng/m}^3$ .

Da OML-modellen yderligere regner med en konstant emission året rundt, hvor shredder anlæggene antages kun at være i drift i maksimalt 10 timer om dagen i ca. 230 dage om året. Det svarer til ca. 1/4 af årets timer, og den reelle gennemsnitlige belastning af omgivelserne svarer derfor til 1/4 af den beregnede koncentration, d.v.s. ca.  $0,12 \text{ ng/m}^3$ .

### 3.9 personbelastning med PCB omkring shredder anlæg

En person på 60 kg indånder ca.  $15 \text{ m}^3$  luft per døgn, og med en gennemsnitlig koncentration af PCB i luften på  $0,12 \text{ ng/m}^3$ , svarer det til indånding af  $1,6 \text{ ng PCB}$ , eller  $0,02 \text{ ng/kg}$  legemsvægt. Under forudsætning af at det hele optages i organismen, kan det sammenlignes med den estimerede daglige danske indtagelse af PCB med føden i en ny undersøgelse fra Fødevarestyrelsen /Ref.37/ på ca.  $13 \text{ ng/kg}$  legemsvægt. Bidraget til PCB belastningen fra indåndingen er således forsvindende i forhold til indtagelsen med føden.

Den beregnede koncentration kan også ses i forhold til, at PCB-niveauet i atmosfæren normalt er i størrelsesordenen  $0,1\text{-}10 \text{ ng/m}^3$  ( $0,35\text{-}2,6 \text{ ng/m}^3$  i byer), og at koncentrationen i indeklimaet ofte er i området  $5\text{-}50 \text{ ng/m}^3$ .

Koncentrationen er lidt højere end luftkvalitetsgrænseværdien for North Carolina på  $0,08 \text{ ng/m}^3$ , som er den eneste grænseværdi, der er opgivet som årsmiddelværdi, og derfor med rette kan sammenlignes med den beregnede værdi.

Det skal også bemærkes, at middelværdien af de målte emissioner fra danske shredder anlæg er omkring  $6 \text{ ng/m}^3$ , og ikke  $11,3 \text{ ng/m}^3$ , som OML-beregningen er udført med. Der er formentlig heller ikke nogen af shredder anlæggene, der har de nærmeste boliger så tæt på som de 200 meters afstand, hvor den maksimale koncentration forekommer.

# 4 Luftrensning på shredder anlæg

## 4.1 Regulering af emission fra shredder anlæg

I Danmark er der udviklet et meget omfattende program for regulering af shredder anlæg, som omfatter mange flere parametre end den normale regulering i andre lande.

Flere danske shredder anlæg har krav til emissionen af mange stoffer ud over støv og metaller, som ikke kan tilbageholdes effektivt i de luftrense anlæg, der normalt leveres til shredder anlæg. Det er:

- PCB
- Dioxin
- PAH
- TOC
- Benzen
- Benzin

Ifølge de største leverandører af shredder anlæg har de fleste lande krav til emissionen af støv og nogle steder også metaller. Ingen af dem er bekendt med krav til emission af de organiske stoffer, som dem flere af de danske anlæg har krav til.

Stena Jern & Metal har oplyst /Ref.35/, at på deres shredder anlæg i Halmstad er kravene i miljøgodkendelsen udelukkende en grænseværdi for støv på 10 mg/Nm<sup>3</sup>, og der er ingen krav om regelmæssige målinger. På deres anlæg i Pori i Finland er der også kun en grænseværdi for støvemissionen på 20 mg/Nm<sup>3</sup>, samt krav om målinger hvert 3. år.

Langt de fleste shredder anlæg er udstyret med en venturiskrubber til at reducere støvemissionen. Der kan formentlig findes enkelte specielle anlæg, der er forsynet med posefiltre, men det må være mindre anlæg, der forarbejder specielle typer skrot, som ikke kan indeholde produkter, der kan forårsage eksplosioner.

Da metaller generelt findes på partikelform ved de temperaturer, der forekommer i shredder anlæggene, så vil en støvreduktion også reducere emissionen af metaller. Venturiskrubberne er relativt effektive, og de er robuste, så med et passende antal eksplosionsklapper kan de uden problemer tåle de eksplosioner, der jævnligt forekommer på shredder anlæg. De kan også håndtere den blanding af forskellige størrelse af tunge og lette partikler (skumgummi, plastic, metal, grus etc.), der forekommer.

Venturiskrubberne kan optimeres til en meget effektiv støvfjernelse, men det vurderes ikke realistisk at komme meget længere ned end det niveau, der ses på de danske anlæg. Dioxin, PCB og PAH er i høj grad associeret til partiklerne, og en vis rensning overfor disse stoffer vil derfor finde sted. Men selvom støvemissionen bliver nedbragt til under 1 mg/m<sup>3</sup>, så vil emissionen af PCB stadig kunne være langt større end grænseværdien på 0,1 µg/Nm<sup>3</sup> (se 3.7).

Venturiskrubberne kan generelt ikke reducere emissionen af stoffer på dampform, der ikke er vandopløselige, hvilket er tilfældet for de organiske stoffer, flere danske anlæg har krav til. Vandopløselige organiske stoffer på dampform, som benzin, benzen og gas vil passere helt upåvirket gennem skrubberne.

Mulighederne for at kontrollere emissionen af dioxin, PCB og PAH er udelukkende at sikre den bedst mulige støvfjernelse gennem optimal drift af luftrensingsanlægget, og det er langt fra tilstrækkeligt til at overholde grænseværdien for PCB.

Leverandører af shredder-anlæg er også blevet forespurgt, om de kan levere et luftrensingsanlæg, der er designet til også at tilbageholde organiske stoffer, som PCB, men ingen af dem er i stand til det.

Shredder-anlæggenes eneste muligheder for at sikre overholdelse af grænseværdierne for de nævnte stoffer er derfor at undgå, at de findes i skrottet eller etablere et luftrensingsanlæg, som kan reducere vandopløselige stoffer. Begge ting er vanskelige. De kan ikke købe et anlæg, der er afprøvet på shredder-anlæg, som kan håndtere de pågældende stoffer, og det er urealistisk at løse problemet effektivt ved en bedre sortering af skrottet, dels fordi kildesortering kun er muligt med en del af skrottet, og dels fordi det ikke er muligt specifikt at frasortere PCB, dioxiner og PAH.

BREF-dokumentet "Production of Iron and Steel" /Ref.1/ angiver små kondensatorer i forskellige produkter som vaskemaskiner, hårtørrere, emhætter, oliebrændere og lysstofarmaturer, som de væsentligste kilder til PCB-indholdet i skrot. Det angives, at disse kondensatorer bør frasorteres, men at det formentlig ikke sker på grund af alt for store omkostninger. Det er også tvivlsomt, om det vil være tilstrækkeligt til at bringe emissionen ned under grænseværdien, fordi der formentlig er andre og mere betydende kilder til PCB-emission, som ikke kan fjernes i en sortering.

Emissionsmålingerne viser, at PCB emissionen skal reduceres med 99,5 – 99,9% for at komme ned på grænseværdien. Det er helt urealistisk at opnå ved kildesortering, og den eneste renseteknologi, der vides at kunne opnå dette, er et posefilter med dosering af aktivt kul.

#### 4.2 Luftrensning med posefilter

Dantherm Filtration har undersøgt mulighederne for at levere et posefilteranlæg med mulighed for dosering af aktivt kul til et danske shredder-anlæg, i stedet for den traditionelle venturiskrubber. Dantherm har ingen referenceanlæg og har ikke kendskab til nogen andre shredder-anlæg, som anvender posefiltere.

På grund af de jævnlige eksplosioner, og risikoen for støvekspllosioner i et filteranlæg, har Dantherm Filtration regnet med en række forholdsregler, med eksplosionsklapper og aflastningsområder, samt gnistovervågning og automatisk slukning.

Anlægsгарантиen forudsætter dog, at der leveres oplysninger om den maksimale sprængkraft, der kan forekomme i anlægget, hvilket er umuligt, da det ikke vides, hvad der kan forekomme af eksplosionsgivende ting i skrottet.



Driftssikkerheden på sådan et filter er ukendt, og det kan reelt ikke fastlægges uden afprøvning af et fuldskala anlæg.

Dantherm Filtration har beregnet prisen for en filterløsning til 5 mio. kr., hvor en traditionel venturiskrubber kan fås for omkring 2,8 mio. kr. Installationsomkostninger er større for posefilteret end for venturiskrubberen, fordi det ikke kan placeres på den samme stålkonstruktion som venturiskrubberen. Den samlede anlægsinvestering for posefilterteknologien vurderes derfor at være omkring 100% større end for venturiskrubberen. Da det ikke er en velkendt og velafprøvet teknologi, kan der også komme yderligere omkostninger til.

Driftsmæssigt er filterløsningen også noget dyrere end skrubberen, primært fordi der vil være en betragtelig udgift til dosering af aktivt kul og bortskaffelse af restproduktet. Filterposerne skal også udskiftes med 5 - 10 års mellemrum til en anslået pris af 4 - 500.000 kr. Den samlede driftsudgift for et anlæg anslås til kunne være op mod 500.000 kr./år. Dette tal er meget usikkert, idet der ikke findes nogen erfaring med den nødvendige dosering af aktivt kul, som både kan være større og mindre, ligesom levetiden for filterposerne heller ikke kendes.

Der er dog et mindre tryktab i et posefilter end i en venturiskrubber, så der vil være en lille besparelse på ventilatorens elforbrug, men til gengæld vil der være et elforbrug til regenerering af filterposerne.

Der er ingen tvivl om, at luftrensning med posefilter kan bringes til at fungere stabilt og driftssikkert på shredder anlæg, men det er i dag ikke en kendt og afprøvet teknologi. Det må derfor forudses, at ved etablering af det første af sådan et type anlæg kan der komme væsentlige ekstraomkostninger til tilpasninger af anlægget og evt. udbedring af skader efter eksplosioner samt driftstab, når luftrensningen ikke fungerer. I værste fald kan anlægget ikke bringes til driftssikker funktion, uden meget væsentlige ombygninger, fordi håndtering af eksplosioner i forbindelse med posefiltre er problematisk.

Et posefilter kunne også etableres efter venturiskrubberen, men da luften er fugtig efter behandlingen med vand i skrubberen, vil det være nødvendigt med en opvarmning af luften, dels for ikke at få fugtigt støv der blokerer filterposerne, og dels fordi aktivt kul virker dårligere ved høj luftfugtighed. Det vil også være betydeligt dyrere at køre med to luftrensningssystemer, så den konstruktion anses for urealistisk, bortset fra et eventuelt demonstrationsanlæg, for der vil produktionen kunne fortsætte, selvom der er problemer med posefiltersystemet.

Rensning med posefilter og aktivt kul er langt mere effektivt, så hvis/når det fungerer, så vil emissionen af støv og metaller blive reduceret mere end venturiskrubberen kan klare. Desuden vil organiske stoffer som dioxin, PAH, benzen, benzin og dermed også TOC blive effektivt reduceret til meget lave niveauer, hvor venturiskrubberen har meget ringe effektivitet. Alle andre organiske stoffer, som utvivlsomt også forekommer, f.eks. bromerede flammehæmmere, og phthalater vil også blive reduceret effektivt.

Rensning med posefiltre er normalt en effektiv og driftssikker teknologi, men der er altid en lille risiko for en forhøjet emission, på grund af utætheder, som kan være vanskelig at opdage, med mindre der udføres målinger af emissionen. Der bør derfor installeres kontinuert måling af støvemissionen for at sikre mod utilsigtet forhøjet emission af støv. Det kan være støvvagter, der kalibre-

res til kontinuert at måle støvemissionen, eller det kan være en egentlig AMS-måler.

Ved etablering af et nyt shredderanlæg eller udskiftning af luftreanseanlægget er der en merudgift til installation af rensning med posefilter, i størrelsen 3 mio. kr., mens der er tale om en investering i størrelsen 5 - 6 mio. kr., hvis der blot skal etableres en yderligere rensning af afkastluften i et posefilter med tilsætning af aktivt kul, uden at venturiskubberen behøver udskiftning. To af de danske anlæg vides at have udskiftet hele luftreanseanlægget inden for de sidste år

## 5 Sammenfatning og anbefalinger

PCB er som andre "POPs" et globalt forureningsproblem, og det findes som forurening overalt i luft, vand, jord, planter, dyr og mennesker. Stoffet spredes over lange afstande med luft- og havstrømme, herunder til øde områder, bl.a. til det arktiske miljø. Forureningsproblemer med PCB kan man ikke fortynde sig ud af. Isoleret set vil ubetydelige udledninger fra mange diffuse kilder blive opkoncentreret igennem fødekæder og ende i mennesker. Når først stoffet er udledt, har vi mistet kontrollen. Derfor bør alle kendte forureningskilder kontrolleres og begrænses mest muligt.

Der er dog altid nogle økonomiske konsekvenser ved at kontrollere og begrænse forureningskilder. Er det teknisk muligt at reducere emissionen til det ønskede niveau, er teknikken kommercielt tilgængelig og er den økonomisk opnåelig for den pågældende udleder.

I dette tilfælde med PCB kan der også stilles spørgsmål til, om den eksisterende grænseværdi for udledning af PCB er den rigtigt, d.v.s. er effekten af reduktionen vurderet i forhold til de omkostninger, der er forbundet med rensningen. Dette er ikke vurderet i denne undersøgelse, ud over at spredningsberegningen viser en påvirkning omkring shredder anlægget i samme størrelsesorden som baggrundsniveauet i udeluften. Koncentrationen i indeklimaet vil normalt være væsentligt højere end i udeluften.

Hvis grænseværdien fastholdes og effektueres, så alle shredder anlæg reducerer emissionen af PCB til under grænseværdien, så falder emissionen fra omkring 3 kg/år til < 50 g/år, og miljøet spares dermed for næsten 3 kg PCB.

Rensning for PCB vil også effektivt reducere emissionen af støv, metaller, dioxin, PAH, benzen, benzol og dermed også TOC til meget lave niveauer. Alle andre organiske stoffer, som utvivlsomt også forekommer, f.eks. bromerede flammehæmmere og phthalater vil også blive tilbageholdt.

Der er ingen tvivl om, at sådan en rensning vil i høj grad være BAT teknologi, men dels er den ikke afprøvet, og dels er den væsentligt dyrere end venturiskubber, så den kan ikke forventes at blive indført frivilligt i branchen, hverken i Danmark eller andre lande.

### 5.1 Økonomiske konsekvenser

En ekstra investering i størrelsen 3 mio. kr. hvis venturiskrubberen alligevel skal udskiftes, og i størrelsen 5 – 6 mio. kr. hvis den skal erstattes af et posefilter.

De samlede driftsudgifter anslås til at være i størrelsesordenen op til 500.000 kr./år mere for en posefilterløsning frem for en traditionel venturiskrubber, primært på grund af udgifter til aktivt kul.

Der må også forudses risiko for betydelige driftstab i forbindelse med etablering og indkøring af det første posefilter anlæg, da det ikke er en afprøvet teknologi til shredder anlæg.

## 5.2 Tekniske konsekvenser og problemer

For at shredder anlæggene med sikkerhed kan overholde grænseværdien, bør rensningen dimensioneres til en effektivitet på mindst 99,5%. Det kan kun opnås med et posefilter med dosering af aktivt kul.

Posefiltre er meget følsomme overfor eksplosioner, på grund af filterhusets firkantede form og normalt tynde konstruktion, fordi det normalt er næsten trykløst. Filterposerne vil normalt nemt kunne falde af ved et trykstød, og det vil tage lang tid at genmontere alle poser i et stort posefilter, som indeholder flere hundrede filterposer.

Det er derfor afgørende, at posefilteret effektivt beskyttes mod de trykstød, der kommer i forbindelse med eksplosioner i shredderen, samt sikre at der heller ikke kan forekomme støvekspllosioner i rør eller posefilter. Det sidste er velkendt teknik, mens det første er vanskeligere, fordi det forudsætter kendskab til den maksimale eksplosionskraft, der kan forekomme. Det er uhyre vanskeligt at fastlægge fordi ingen ved, hvad der kan forekomme i skrottet, som kan medføre den næste eksplosion. Det er dog muligt over en længere periode at måle kraften af de eksplosioner, der jævnlige forekommer, men der vil altid senere kunne forekomme en, der er kraftigere, end dem man har målt.

Posefiltre tåler dårligt for høj fugtighed, da det kan give klæbrigt støv, der tilstopper filterposerne og umuliggør regenerering. Høj fugtighed nedsætter også effektiviteten for det aktive kul, og bliver de decideret våde, virker de slet ikke. Nogle shredder anlæg anvender vandtåge i selve shredderen for at reducere støvafgivelsen, og det kan være problematisk ved rensning med posefilter og aktivt kul. Det kunne løses med en kraftigere afsugning, men det kan medføre behov for et større filter, og dermed en lidt større investering og driftsomkostning.

## 5.3 Problemer ved rensning

Posefiltre til luftrensning på shredder anlæg er en uafprøvet teknologi, og det kan derfor være driftsmæssigt og økonomisk risikabelt, at installere et posefilter, fordi funktion og driftssikkerhed er uafprøvet.

Posefiltre koster en større investering og har højere driftsomkostninger end det traditionelt anvendte venturiskrubbersystem.

Krav om posefilter med dosering af aktivt kul vil påføre branchen en betydelig investering og driftsomkostning, som vil ramme de 6 anlæg meget forskelligt, uanset om de skal installere posefilter samtidigt eller ikke.

Krav om posefiltre vil betyde en dyrere behandling i Danmark, og det kan medføre behandling i udlandet, som ikke har krav til PCB-rensning. Det kan være, at PCB-emissionen med diffust støv er en større kilde til spredning af PCB end selve shredder anlægget.

#### 5.4 Konklusioner og anbefalinger

De 15 målinger af PCB emissionen fra danske shredder anlæg viser tydeligt, at emissionsgrænseværdien på  $0,1 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  ikke kan overholdes på nogen af anlæggene. Kun i en af målingerne var koncentrationen mindre end grænseværdien, og gennemsnittet af de målte koncentrationer var 60 gange større end grænseværdien. I en enkelt måling var koncentrationen 220 gange større end grænseværdien.

De målte emissioner svarer til en total årlig emission på omkring 3 kg PCB, ved en årlig driftstid på alle anlæggene på 2.000 timer.

Det er klart, at emissionsgrænseværdien for PCB ikke kan overholdes ved anvendelse af de eksisterende venturiskrubbere, heller ikke selvom disse optimeres, dels fordi teknologien ikke kan bringe støvkonzentrationen tilstrækkeligt langt ned, og dels fordi en del PCB findes på dampform.

Imidlertid er det sandsynligvis teknisk muligt at reducere emissionen til under emissionsgrænseværdien ved anvendelse af posefiltre med dosering af aktivt kul. Teknikken er dog ikke afprøvet i praksis, så der må forventes at være ekstra omkostninger forbundet med at afprøve og videreudvikle denne teknologi til anvendelse på shredder anlæg. I den forbindelse skal det nævnes, at investerings- og driftsomkostningerne for et posefilter med dosering af aktivt kul, er betydeligt større end for de venturi skrubber anlæg, der normalt findes på shredder anlæg.

Udledning af PCB bør i princippet begrænses mest muligt, men omkostningen til rensning bør modsvare den miljømæssige effekt, der opnås ved rensningen. Det anbefales derfor at overveje følgende, før der stilles krav om overholdelse af emissionsgrænseværdien for PCB:

- Bør rensningsteknologien med filter og aktivt kul afprøves og udvikles, så den med sikkerhed er anvendelig på shredder anlæg, dvs. at den nødvendige driftsstabilitet er sikret?
- Hvilke ekstra omkostninger vil indførelse af rensning med posefiltre kræve?
- Hvad vil disse udgifter betyde for de enkelte anlæg og for branchens konkurrenceevne, i forhold til udlandet, hvor der ikke er tilsvarende krav? Der kan være mulighed for, at danske anlæg vil lukke og/eller flytte aktiviteterne til Sverige og Nordtyskland.

Herefter kan det med en Cost Benefit Analyse vurderes, om de økonomiske konsekvenser ved at effektuere grænseværdien står mål med den opnåede reduktion af PCB emissionen, i form af reduceret af PCB-belastning af befolkningen. Det kunne også overvejes, om Danmark bør foreslå at PCB emission fra shredder anlæg reguleres på EU plan, så vilkårene bliver ens for alle.

# Litteraturliste

1. Best Available techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel. December 2001. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). Side 317.
2. Börjeson, L, et all. Characterization of automotive shredder residues from two shredding facilities with different refining processes in Sweden. Waste Management & Res. 2000: 18: 358-366.
3. Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCB) in der Umwelt (Zusammenfassung). Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2005.
4. Dioxinähnliche PCB in der Umwelt. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2002. ISBN 3-936385-28-9.  
[http://www.bayern.de/lfu/publikationen/lfu\\_all\\_00019.htm](http://www.bayern.de/lfu/publikationen/lfu_all_00019.htm)
5. Dyke, P.H. PCB Release from Incineration and Power Generation Processes in the UK. Organohalogen Compounds – Vol. 66, 2004.
6. Francois, F. et all. Diffuse emissions of PCDD/F and dioxin-like PCB from industrial sources in the Flemish region (Belgium). Organohalogen Compounds – Vol. 66, 2004.
7. Gallani, B. et all. Occurrence of NDLC-PCB in Food and Feed in Europe. Organohalogen Compounds – Vol. 66, 2004.
8. Guidelines for the Identification of PCB and Materials Containing PCBs. First Issue. August 1999. United Nations Environment Programme. Prepared by UNEP Chemicals.
9. Hiester, E. Dioxin-Like PCB in the Environment – Impacts of the New WHO-TEFs on Assessment Thresholds. Organohalogen Compounds – Vol. 66, 2004.
10. Hiester, E. Investigations to the separation of PCB-emissions on XAD-2-Polymers and Florisil. Fremlæggelse på møde i CEN/TC WG1 Dioxin den 14/11-05.
11. Identifisering av PCB i norske bygg. ØkoBygg. ISBN 82-92397-00-0.  
<http://www.sft.no/publikasjoner/kjemikalier/1881/ta1881.pdf>
12. Jensen, AA. Schleicher, O. Blinksbjerg, P. Baggrundsdokument for emissionsgrænseværdi for PCB. 2002. Miljøprojekt for Miljøstyrelsen i 2001 under Referencelaboratoriet for måling af emissioner til luften.  
[http://www.ref-lab.dk/teknisk\\_info/rapporter/Emissions\\_PCB\\_2001.pdf](http://www.ref-lab.dk/teknisk_info/rapporter/Emissions_PCB_2001.pdf)
13. Jord, affald og renere teknologi. Fagligt fællesforbund i samarbejde med Det Økologiske Råd
14. Kartläggning av källor till oavsiktligt bildade ämnen. Rapport 5462, 31/3 2005. Naturvårdsverket. ISBN 91-620-5462-7.  
<http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-5462-7.pdf>
15. Kohler, M. et all. Joint Sealants: An Overlooked Diffuse Source of Polychlorinated Biphenyls in Buildings. Environ. Sci. Technol. 2005, 39, 1967-1973.

16. Målinger af emissionen af PCB fra danske shredderanlæg. Diverse målerapporter indhentet fra tilsynsmyndigheder og anlæg.
17. Målinger af PCB-emissionen fra tysk shredderanlæg. Erhvervet fra tysk leverandør af shredderanlæg.
18. Mark, FE. PCB Content in shredder residue. *Plastics in End-of-Life Vehicles*. 2002.
19. Moderne, miljørigtig behandling af shredderaffald. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, Nr. 90, 1997.
20. PCB/PCT-forurening. En udredning om forbrug, forurening og transportveje for PCB og PCT i Danmark. Udført af COWIconsult for Miljøstyrelsen, september 1983.
21. Personlige oplysninger fra Dr. Ernst Hiester, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
22. Petreas, M. et. all. Autoshredder and electronic waste as sources of PBDE exposures in California. DIOXIN 2005 - The 25th International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and Persistent Organic Pollutants (POPs). CD ROM ID: 1182.
23. Quass, U. et all. Preparatory work for new dioxin measurement requirements for the European metal industry. October 2005. Müller BBM/UTA/RDC. Env.G.2/ATA/2004/0070.
24. Schoeters, G. Birnbaum, L. Mode of Action of dioxin-like versus non-dioxin-like PCBs. *Organohalogen Compounds – Vol. 66*, 2004.
25. Schrenk, D. Carcinogenicity/tumor promotion by NDL PCB. *Organohalogen Compounds – Vol. 66*, 2004.
26. Seegal, R. A review of the Neurotoxicity of Non-dioxin-like Polychlorinated Biphenyls. *Organohalogen Compounds – Vol. 66*, 2004.
27. Shredderabfälle: Leichtfraktion und filterstaub aus Abluftreinigung. <http://www.lua.nrw.de/abfall/bewertung/DBShredder.pdf>
28. Shredder plants for treatment of end of life vehicles. Guidance by source category: Annex C, Part III Source Categories. [http://www.pops.int/documents/meetings/bat\\_bep/2nd\\_session/egb2\\_followup/draftguide/6KshredderplantsDRAFTb.doc](http://www.pops.int/documents/meetings/bat_bep/2nd_session/egb2_followup/draftguide/6KshredderplantsDRAFTb.doc)
29. Valutazione delle emissioni di inquinanti organici persistenti da parte dell'industria metallurgica secondaria. ENEA.
30. 3. supplement til Luftvejledningen. Emissionsgrænseværdi og målemetode for Polychlorerede Bifenyl (PVB). Brev fra Miljøstyrelsen dateret den 30. september 2003. <http://www.ref-lab.dk>
31. Bestemmelse af koncentrationen af Polychlorerede Bifenyl (PCB) i strømmende gas. Metodeblad Nr. MEL11.
32. Stokholmkonvention om persistente organiske forurenende stoffer.
33. Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste Water and Waste Gas Treatment / Management Systems in the Chemical Sector. February 2003. Page 420-430.
34. Personlige oplysninger fra Prof. Dr.-Ing. Günter Bröker, Landesumweltamt NRW.
35. Stena Jern & Metal A/S. Personlige oplysninger fra Miljøchef Steen Hansen.

36. Birger, G.J. et al. Dioxin-like PCB in indoor air contaminated with different sources. *Organohalogen Compounds* – Vol. 66 (2004).
37. Fromberg, A. et. all. Intake of PCB from fatty foods. Poster på konferencen Dioxin 2006 i Oslo. Publisert på [www.dioxin2006.org](http://www.dioxin2006.org)