Utslipp av bromerte flammehemmere til luft i Ålesund

Rapport:	NILU OR 63/2005
TA-nummer:	TA-2136/2005
ISBN-nummer	82-425-1720-7
Oppdragsgiver:	Statens forurensningstilsyn
Utførende institusjon:	Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Forfattere:	Martin Schlabach og Karl Idar Gjerstad

Utslipp av bromerte flammehemmere til luft i Ålesund

Statlig program for forurensningsovervåking

Forord

Denne studien har hatt som formål å undersøke hvorvidt lokale utslipp av PBDE og HBCDD til luft kan ha bidratt til forurensning av Åsefjorden med bromerte flammehemmere (BFH) og om et eventuelt bidrag kan komme fra Tafjord avfallsforbrenningsanlegg

Vi ønsker å takke SFT for finansiering av dette prosjektet.

Norsk institutt for luftforskning, Kjeller, desember 2005

Martin Schlabach
Prosjektleder NILU

Innhold

Forord **2**

1. Sammendrag **4**

2. Extended abstract in English **6**

3. Bakgrunn og formål **8**

4. Spredningsberegninger **9**
4.1 Metodikk 9
4.2 Meteorologi 9
4.3 Utslippsbetingelser 10
4.4 Spredning av luftutslipp fra Tafjord forbrenningsanlegg (Breivik) 11
4.5 Spredning av luftutslipp fra Brødrene Sunde (Spjelkavik) 12

5. Målinger av PBDE og HBCDD **15**
5.1 Prøvetaking 15
5.1.1 Jordprøver 15
5.1.2 Moseprøver 15
5.2 Analysemetoder 16
5.2.1 Extraction and clean up 16
5.2.2 GC/MS og LC/MS analyse of PBDE og HBCDD 16

6. Resultater og diskusjon **18**
6.1 PBDE i jord 18
6.2 HBCDD i jord 18
6.3 PBDE i mose 19
6.4 HBCDD i mose 20
6.5 Sammenligning med konsentrasjoner målt i andre studier 21
6.6 Vurdering av forholdet γ-/α-HBCDD 23

7. Konklusjoner **24**

8. Referanser **25**

Vedlegg A Stasjonskoordinater og detaljerte analyseresultater **26**

1. Sammendrag

Det er tidligere blitt funnet høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (BFH) spesielt av typen heksabromsyklododekan (HBCDD) og i noe lavere konsentrasjon polybromerte difenyletere (PBDE) i sedimenter og blåskjell fra Åsefjorden ved Ålesund (Fjeld et al., 2005). Firmaet Brødrene Sunde bruker HBCDD i sin produksjon av Sundolitt og alt tyder på at utslippet fra Sunde over tid har vært i en størrelsesorden som kan forklare de høye HBCDD-konsentrasjonene. Det har inntil nå ikke vært mulig å identifisere signifikante utslippskilder av PBDE i området og denne studien tar sikte på å identifisere om PBDE tilføres miljøet i Åsefjorden via luft.

Med denne studien skal det undersøkes hvorvidt utslipp av PBDE og HBCDD til luft kan ha bidratt til BFH-forurensning av Åsefjorden, og om dette kommer fra tørr- og våtavsetning som følge av utslipp til luft fra Tafjord avfallsforbrenningsanlegg.

Det er utført spredningsberegninger ved hjelp av NILUs gaussiske spredningsmodell, CONDEP. Det foreligger ingen utslippsdata for bromerte flammehemmere, det blir derfor benyttet et fiktivt utslipp uten fysisk betydning. For evaluering og tolkning av spredningsberegningene vurderes avsetningsnivå relativt mellom ulike lokaliseringer: (1) Tafjord forbrenningsanlegg og (2) Brødrene Sunde fabrikken.

For å holde prosjektkostnader så lave som mulig, så man bort fra å ta ekte luftprøver og valgte å undersøke prøver av jord og etasjemose. Begge prøvetyper representerer en matrise hvor BHF-belastning utelukkende har kommet luftveien enten som gassformige forbindelser eller bundet i partikler. Jord vil gi et integrert mål av deposisjon over meget lang tid, mens man ved prøvetaking av mose som regel tar tilveksten fra de tre siste år, slik at man får summen av de tre siste års deposisjon.

Prøvene ble tatt fra områder med antatt lav, middels og høy konsentrasjon av deposisjon fra Tafjord forbrenningsanlegg. Det må legges til at det dreier seg om et tettbebygd område slik at jord og mose ikke nødvendigvis finnes på de lokaliteter som viser høyest konsentrasjon i spredningsberegningen.

Det ble tatt 8 prøver av mose og tre prøver av jord fra enten gressplen eller eng for å se om man tidligere (dvs. eldre enn tre år) har hatt betydelig deposisjoner av BFH.

PBDE
PBDE-konsentrasjonene i jordprøvene fra Godøy og Spjelkavik er sammenlignbare, 0,20 – 0,35 ng/g t.v., mens nivået på Breivik er ca 10-20 ganger høyere, 4,4 ng/g t.v. Det er BDE-209 (DecaBDE) som bidrar mest til denne økningen. Disse resultatene kan tyde på at det har vært signifikant utslipp av PBDE i området de siste tjue årene. Spredningsberegningene viser at dersom Tafjord forbrenningsanlegg er utslippskilden, så kan det forventes dobbel så høy deposisjon på Breivik som på Spjelkavik.

Resultatene av moseprøver tatt omkring Åsefjorden viser at PBDE-nivået ikke avviker fra generell bakgrunnsverdi i Norge. Det er bare prøvene ved Spjelkavik og Sukkertoppen som viser høyere forekomst av PBDE enn bakgrunnsnivået. De andre seks prøvene ligger lavere enn dette. Nivå av PBDE i mose er lavt og det er ingen sammenheng mellom den geografiske variasjonen av prøvene og modellberegningen. Dette tyder på at det ikke har vært noe

signifikant utslipp av PBDE til luft i området omkring Åsefjorden de tre siste årene, hverken fra Tafjord forbrenningsanlegg eller noen andre aktører.

Resultatene fra moseprøver som er påvirket av dagens utslipp viser at det ikke er signifikant utslipp til luft av PBDE fra noen kilder i nærheten av Åsefjorden i dag. Jordprøver er påvirket av luftutslipp over en mye lengre periode enn mose og en jordprøve (Breivik) viser at det trolig har vært et høyere utslipp tidligere og da særlig av BDE-209 (DecaBDE). Sammenligning av variasjon mellom prøvene og deposisjonsberegninger viser at dette utslippet kan ha kommet fra Tafjord forbrenningsanlegg. Siden det ikke er bare BDE-209 som viser forhøyede nivåer i sedimenter og blåskjell fra Åsefjorden men særlig kongenerer fra teknisk penta-BDE (BDE-47, -85, -99, -100, -138, -153 og -154), er det utelukket at lufttransport med etterfølgende deponering på vannoverflaten er en signifikant kilde til PBDE-forurensning av det marine miljøet i Åsefjorden. Det må derfor konkluderes med at opprinnelse av denne PBDE-kontamineringen i Åsefjorden ikke kan forklares med atmosfærisk transport.

HBCDD

HBCDD-konsentrasjonene i jordprøver er hhv. 4 ng/g på Spjelkavik, 2 ng/g på Breivik og lavere enn 0,1 ng/g på Godøy. Disse resultatene kan tyde på at det har vært signifikant utslipp av HBCDD i området de siste tjue årene. Ved å sammenstille variasjonene av jordprøvene og deposisjonsberegningen er det lite trolig at det er utslipp av HBCDD fra Tafjord forbrenningsanlegg. Prøve samsvarer imidlertid godt med deposisjonsberegningen der Brødrene Sunde antas å være utslippskilde.

HBCDD-resultatene av moseprøver tatt omkring Åsefjorden viser at det er bare prøven fra Godøy som er på samme nivå som bakgrunnsverdi i Norge. De andre prøvene ligger langt over dette. Høyest nivå er målt i Vass-stranda og Spjelkavik, over 100 ng/g t.v. Sukkertoppen, Aksla, Skinnstareset og Breivik ligger omkring 10 ng/g t.v., også dette er betydelig over bakgrunnsnivået. Dette tyder på at det er et signifikant utslipp av HBCDD i området omkring Åsefjorden i dag. Ved å sammenstille variasjonene av moseprøvene og deposisjonsberegningen er det lite trolig at det er utslipp av HBCDD fra Tafjord forbrenningsanlegg. Prøvene samsvarer bedre med deposisjonsberegningen der Brødrene Sunde antas å være utslippskilde.

Både mose- og jordprøvene tatt i nærheten av Åsefjorden viser en høyere HBCDD-konsentrasjon enn bakgrunnsprøvene. Dette viser tydelig at det finnes en kilde for luftutslipp av HBCDD. Siden både mose- og jordprøvene viser adskillig lavere konsentrasjon ved Breivik enn ved Spjelkavik, er det lite sannsynlig at Tafjord forbrenningsanlegg er utslippskilde for HBCDD. Dersom Tafjord hadde vært kilden, kunne vi, ut ifra spredningsberegningen, forventet dobbelt så høyt nivå ved Breivik i forhold til Spjelkavik. Prøvene viser ikke dette. Prøvene viser derimot bedre samsvar med spredningsberegninger der utslippspunktet er forskjøvet fra Tafjord til Brødrene Sunde. Det er derfor meget sannsynlig at luftutslippet av HBCDD kommer fra et område nær Brødrene Sunde. Sammenlignet med målinger fra andre tilsvarende bedrifter i Europa så virker jordkonsentrasjonene lave. Det er imidlertid ikke mulig å si om utslipp til luft og etterfølgende deponering på vannoverflaten gir et vesentlig bidrag til HBCDD-kontaminering av Åsefjorden.

Siden HBCDD er en lipofil substans som veldig lett binder seg til organisk materiale og partikler, gir luftspredning og eventuell nedfall ingen negativ påvirkning av drikkevannskvaliteten.

2. Extended abstract in English

Previously, high concentrations of brominated flame retardants (BFR), especially hexabromo cyclododecane (HBCDD) and polybrominated diphenylether (PBDE), have been found in sediments and mussels in Åsefjorden by Ålesund (Fjeld et al., 2005). Brødrene Sunde use HBCDD in their production of Sundolitt and the magnitude of emissions from Brødrene Sunde over the years could cause the high concentration of HBCDD. Until now it has not been possible to identify any significant emission sources of PBDE in the area. This seeks to determine whether PBDE are transported to Åsefjorden through air.

This study will examine if emissions of PBDE and HBCDD to air might have contributed to BFH pollution in Åsefjorden, and if it might be caused by the deposition of emissions to air from Tafjord waste incinerator.

Calculations have been carried out using the Gaussian dispersion- and deposition model CONDEP. There is no actual emission data, therefore the magnitude of emissions employed are nominal. To allow evaluation of the calculations, the relative depositions are estimated for two locations of the emission source: (1) Tafjord waste incinerator and (2) the factory of Brødrene Sunde.

Instead of taking air samples we chose to utilise samples of soil and moss to keep costs low. For both samples the concentration of BFR are due to deposition from the air. Soil will represent a deposition integrated over several years, whilst samples of moss represent deposition the last three years.

The samples were collected at sites where low, medium, and high deposition was expected from Tafjord waste incinerator. Eight samples of moss and three samples of soil were collected.

PBDEs
Concentrations of PBDE in soil samples at Godøy and Spjelkavik are comparable, 0,20 – 0,35 ng/g t.v., while the level at Breivik is 10 – 20 times higher, 4,4 ng/g t.v. Mostly BDE-209 (DecaBDE) contributes to this increase. These results indicate that there has been significant emission of PBDE in the surroundings the last twenty years. According to the calculations one could expect twice as high deposition at Breivik as at Spjelkavik if Tafjord waste incinerator is the emission source.

The results from the moss samples taken from sites surrounding Åsefjorden show that concentration of PBDE does not deviate from Norwegian background level. Level of PBDE in moss is low and there is no correlation between geographical variation of samples and the model calculation. This indicates that there has not been any significant emission of PBDE to air from any source next to Åsefjorden the last three years.

One soil sample (Breivik) indicates that there has probably been higher emission of PBDE previously, especially BDE-209 (DecaBDE). Comparison between samples and calculations indicates that Tafjord waste incinerator might be the emission source. BDE-209 is not the only high level component in sediments and mussels; technical penta-BDE (BDE-47, -85, -99, -100, -138, -153 and -154) also shows high levels. Hence, emission to air followed by deposition to water surface is not a significant source to PBDE-pollution of the marine

environment in Åsefjorden. Therefore, we conclude that PBDE contamination in Åsefjorden is not caused by atmospheric transport.

HBCDD

The HBCDD concentrations in soil samples are respectively 4 ng/g at Spjelkavik, 2 ng/g at Breivik and less than 0,1 ng/g at Godøy. These results indicate that there has beensignificant emission of HBCDD in the surroundings the last twenty years. According to the variation of soil samples and the deposition calculation it is not likely that there is any emission of HBCDD from Tafjord waste incinerator. The samples fits on the other hand well with the calculations if Brødrene Sunde Factory is assumed to be emission source.

The HBCDD results from the moss samples surrounding Åsefjorden show that the sample from Godøy is the only one that is comparable to Norwegian background. The other samples are far above. Highest levels are from Vass-stranda and Spjelkavik, more than 100 ng/g t.v. Sukkertoppen, Aksla, Skinnstareset and Breivik show samples about 10 ng/g t.v., also significant higher than background level. This indicates that there is some significant emission source of HBCDD close to Åsefjorden today. According to comparison between the moss samples and the calculations it is not probable that there is any HBCDD emission at Tafjord waste incinerator. The samples correspond better to the calculations when the Brødrene Sunde Factory is assumed to be the emission source.

Samples of both moss and soil close to Åsefjorden contain higher concentration of HBCDD than the background samples. This clearly indicate that there is emission of HBCDD to air somewhere close to Åsefjorden. Since samples of both moss and soil contain significantly lower concentration at Breivik than at Spjelkavik, Tafjord waste incinerator is probably not the source of HBCDD. If Tafjord was the source, we could expect twice as high level at Breivik as at Spjelkavik. The samples do not show this. The samples correspond better to the calculations where the emission source is located at the Brødrene Sunde Factory. It is therefore most likely that an emission source of HBCDD to air is located somewhere close to the Brødrene Sunde Factory. Compared to samples from factories in Europe, concentration in soil next to Åsefjorden is low. It is not possible to conclude whether emission to air followed by deposition to water surface is a significant contribution to HBCDD contamination in Åsefjorden.

Since HBCDD is a lipophilic substance that easily binds to organic matter and particles, dispersion and deposition does not cause any harmful effects to drinking water.

3. Bakgrunn og formål

Det er blitt funnet høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere (BFH) spesielt av typen heksabromsyklododekan (HBCDD) og i noe lavere konsentrasjon polybromerte difenyletere (PBDE) i sedimenter og blåskjell fra Åsefjorden ved Ålesund (Fjeld et al., 2005). Firmaet Brødrene Sunde bruker HBCDD i sin produksjon av Sundolitt og alt tyder på at utslippet fra Sunde over tid har vært i en størrelsesorden som kan forklare de høye HBCDD-konsentrasjonene. Det har inntil nå ikke vært mulig å identifisere signifikante utslippskilder av PBDE i området og denne studien tar sikte på å identifisere om PBDE tilføres miljøet i Åsefjorden via luft.

Det skal undersøkes hvorvidt utslipp av PBDE og HBCDD til luft kan ha bidratt til BFH forurensning av Åsefjorden, og om dette kommer fra tørr og våtavsetning som følge av utslipp til luft fra Tafjord avfallsforbrenningsanlegg.

4. Spredningsberegninger

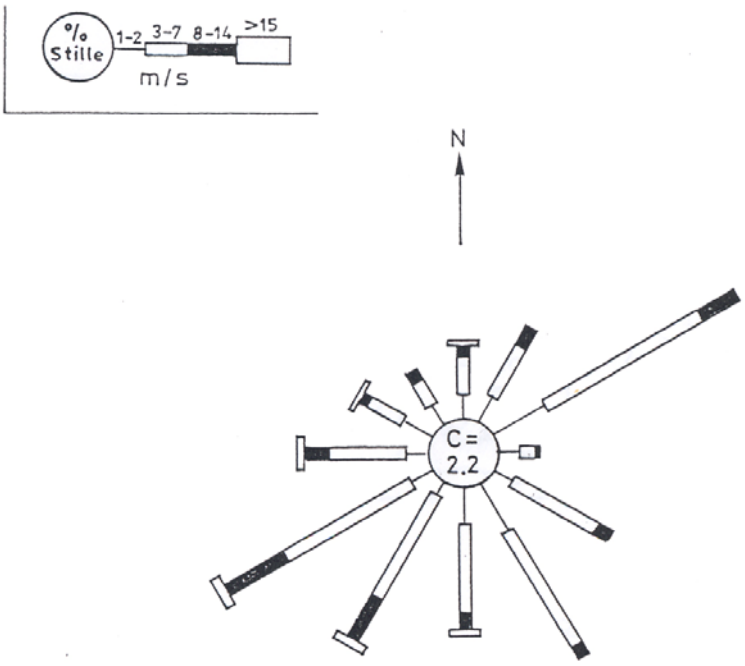
4.1 Metodikk

Det er utført spredningsberegninger ved hjelp av NILUs gaussiske spredningsmodell, CONDEP, hvor det antas at konsentrasjonsfordelingen i røykfanen er normalfordelt både horisontalt og vertikalt vinkelrett på vindretningen (Bøhler, 1987). Beregningene er utført for ustabile, nøytrale og stabile atmosfæriske forhold, og det er tatt hensyn til bygningsturbulens, topografi og at vindstyrken øker med høyden. I spredningsberegningene beregnes avsetning over et rutenett, grid, hvor hver gridrute er 500 x 500 m^2.

Det foreligger ingen utslippsdata for bromerte flammehemmere, det blir derfor benyttet et fiktivt utslipp uten fysisk betydning. For evaluering og tolkning av spredningsberegningene vurderes avsetningsnivå relativt mellom ulike lokaliseringer.

4.2 Meteorologi

For å vurdere meteorologi er det benyttet vinddata fra Vigra flyplass i perioden 1961–1975. Vindretningsfordeling inndelt i 12 vindsektorer for perioden. Vindrosa viser kanalisering av vinden i retning sørvest-nordøst. Det er også betydelig vind fra sør og sørøst, mens vind fra nord og nordvest forekommer sjeldnere. Det er generelt målt høye vindstyrker på Vigra, dette gir gode spredningsforhold for utslipp til luft.



Figur 1: Vindstatistikk fra Vigra flyplass 1961 – 1975, faktoren C angir prosentandel vindstille.

Da stabilitetsmålinger ikke er foretatt på Vigra, er atmosfærens stabilitet estimert av NILU basert på erfaringer. Atmosfærens stabilitet kan vi dele opp i fire hovedklasser:

Ustabile atmosfæriske forhold forekommer oftest om dagen og sommeren ved klarvær og lave vindstyrker og når kald luft transporteres over varm sjø/land. Da vil bakken/sjøen varme opp det nederste luftlaget og det dannes vertikale turbulente luftstrømmer som gir god vertikal spredning av utslippet.

Nøytrale atmosfæriske forhold forekommer ved høye og moderate vindstyrker, og oftest ved overskyet vær. Høy vindstyrke og mindre oppvarming av bakken gir god horisontal og vertikal spredning. Høye vindstyrker danner turbulens ved friksjon med bakken, slik at luftlaget vil bli godt blandet.

Stabile atmosfæriske forhold er typiske for stille, klare netter og vintersituasjoner med avkjøling av bakken og det nederste luftlaget eller når atmosfæren avkjøles nedenfra på grunn av kald sjø. Temperaturen øker med høyden over bakken og det blir dårlig vertikalspredning i det stabile luftlaget. I tilfeller der temperaturen øker svakt med høyde over bakken, kalles atmosfæren **lett stabil**.

Vindforholdene tilsier at stabil sjiktning forekommer svært sjeldent i området. Statistisk beskrivelse av vind og stabilitet fordelt på 4 vindstyrkeklasser, 4 stabilitetsklasser og 12 vindsektorer er gitt i Tabell 1 med tegnforklaring i Tabell 2.

Tabell 1: Statistikk for vind og stabilitet.

Vind-	1,5 m/s				4,0 m/s				6,0 m/s				9,0 m/s				
retning	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV	Rose
30	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	6,5
60	0,0	1,7	1,7	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	5,3	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	16,4
90	0,0	0,6	0,6	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	2,3
120	0,0	0,6	0,6	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	2,9	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	7,6
150	0,0	1,5	1,5	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	11,8
180	0,0	1,1	1,1	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	8,8
210	0,0	0,4	0,4	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	0,0	3,4	0,0	0,0	11,1
240	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	4,2	0,0	0,0	0,0	4,6	0,0	0,0	14,5
270	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	0,0	1,9	0,0	0,0	7,6
300	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	5,0
330	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,8	0,0	0,0	3,8
360	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	4,6
Forekomst	21,8				29,6				29,6				19,1				100 %
	Fordeling på stabilitetsklasser																
	Ustabilt				Nøytralt				Lett stabilt				Stabilt				
Forekomst	5,0				89,1				5,9				0,0				100 %

Tabell 2: Stabilitetsklasser.

I	Ustabilt
II	Nøytralt
III	Lett stabilt
IV	Stabilt

4.3 Utslippsbetingelser

Mandat for denne studien var å undersøke om utslipp fra Tafjord forbrenningsanlegg på Breivik kan forklare høye konsentrasjoner av bromerte flammehemmere i lokalmiljøet i og omkring Åsefjorden, Ålesund og Spjelkavik. Derfor er utslippsbetingelser fra forbrenningsanlegget benyttet som grunnlag for spredningsberegningene (Tabell 3).

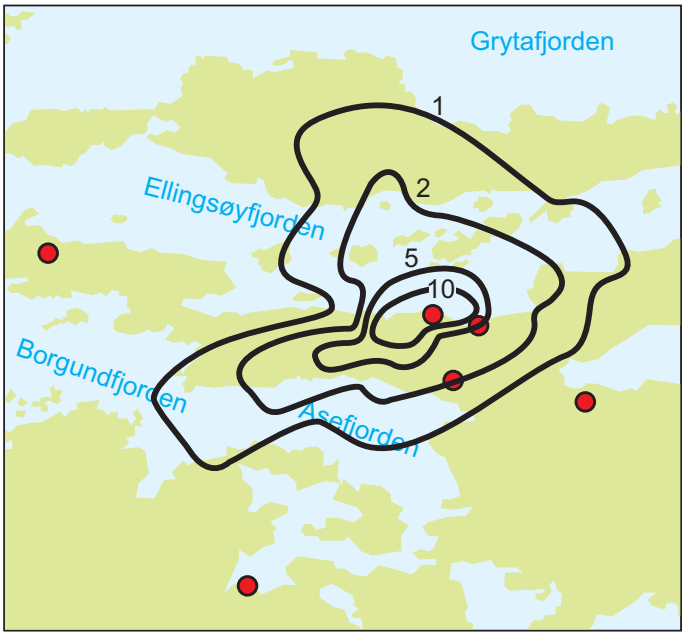
Tabell 3: Utslippsbetingelser for Tafjord forbrenningsanlegg som er lagt til grunn for spredningsberegningen.

Parameter	**Størrelse**	
Skorsteinshøyde	40	m
Utslippshastighet	8	m/s
Utslippstemperatur	120	^{o}C
Diameter på skorstein	0,9	m
Bygningshøyde	12	m
Bygningsbredde	100	m

For å beregne avsetning må det estimeres en deposisjonshastighet for PBDE og HBCDD. Basert på erfaringer og litteratur (Wania et al., 2000) er deposisjonsrate for disse stoffene satt til 1,03 m/s.

4.4 Spredning av luftutslipp fra Tafjord forbrenningsanlegg (Breivik)

Basert på eksisterende utslippsdata, langtids meteorologidata og estimat av deposisjonsrate er det beregnet forventet avsetning av bromerte flammehemmere i området omkring Åsefjorden. Det foreligger ikke utslippsnivå; deposisjon er derfor gitt uten enhet. Deposisjonsberegningen angir her forhold mellom deposisjonsnivå på ulike lokaliseringer, ikke et absolutt deposisjons-nivå. Beregning av relativt deposisjonsnivå er vist i Figur 2. I forbindelse med studien er det også tatt prøver av mose og jord flere steder omkring Åsefjorden. Tabell 4 viser beregnet deposisjon der prøvene er tatt, beregningene er normalisert i forhold til beregnet nivå på Breivik.



Figur 2: Isolinjer for deposisjon av PBDE og HBCDD ved antatt utslipp fra Tafjord forbrenningsanlegg. Posisjon for prøvetakingen er vist med røde punkter.

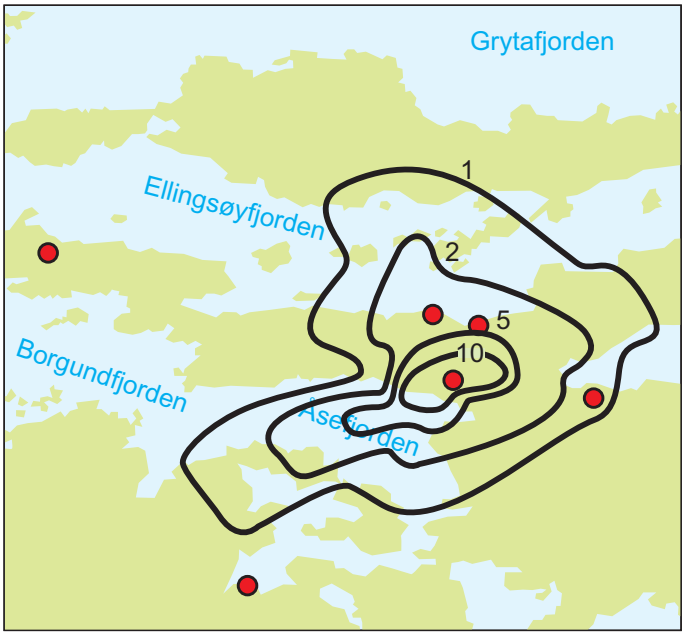
Tabell 4: Beregnet deposisjon av PBDE og HBCDD relativt til beregnet deposisjon i Breivik. Antatt utslipp er her Tafjord forbrenningsanlegg

Sted	Relativ deposisjon
Breivik	1,00
Spjelkavik	0,50
Vass-stranda	0,15
Mauseidvåg	0,07
Aksla	0,04
Sukkertoppen	0,02
Godøy	0,01

4.5 Spredning av luftutslipp fra Brødrene Sunde (Spjelkavik)

En annen potensiell utslippskilde i området er Brødrene Sunde. Dersom deposisjons-beregningene parallellforskyves slik at utslippspunktet sammenfaller med Brødrene Sundes lokalisering får vi en indikasjon på hvilke deposisjon som kan forventes dersom Brødrene Sunde var kilden til PBDE og HBCDD.

Forskyving av relativt beregnet deposisjonsnivå er vist i Figur 3. Tabell 5 viser beregnet deposisjon der prøvene er tatt, beregningene er normalisert i forhold til beregnet nivå på Breivik.

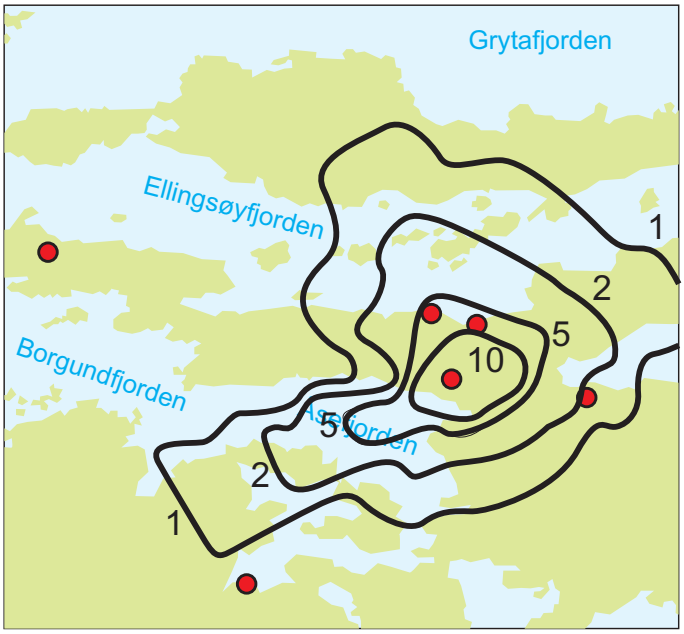


Figur 3: Isolinjer for deposisjon av PBDE og HBCDD ved antatt utslipp fra Brødrene Sunde. Posisjon for prøvetakingen er vist med røde punkter.

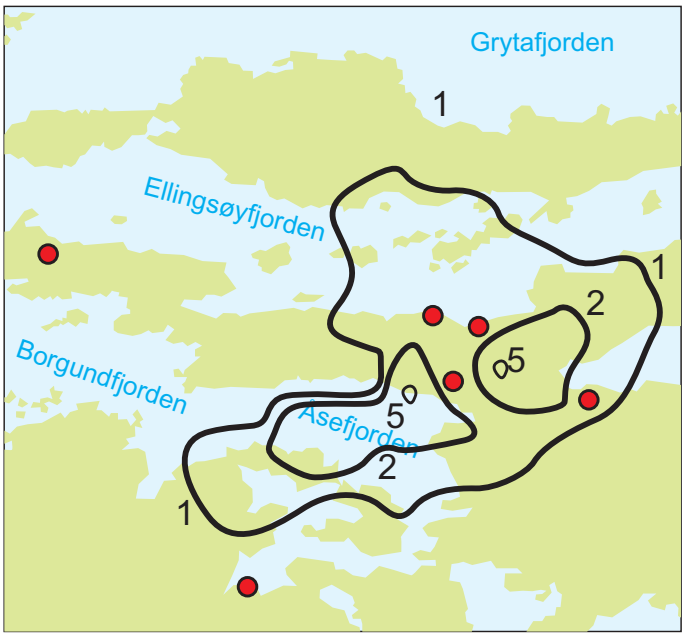
Tabell 5: Beregnet deposisjon av PBDE og HBCDD relativt til beregnet deposisjon i Breivik. Antatt utslipp er her Brødrene Sunde.

Sted	**Deposisjon**
Breivik	1,00
Spjelkavik	3,48
Vass-stranda	0,54
Mauseidvåg	0,09
Aksla	0,03
Sukkertoppen	0,02
Godøy	0,01

Det må her presiseres at en slik ukritisk forskyvning av utslippspunkt uten lokal tilpasning av utslippsdata i beste fall gir en indikasjon på deposisjonsnivå i området. Alle parameterne i Tabell 3 vil være forskjellige ved en annen utslippskilde og det vil gi signifikante utslag på beregningene. I Figur 4 og Figur 5 er spredningsberegningene rekjørt med to ulike skorsteinshøyder, 15 meter og 70 meter. Sammenligning mellom disse figurene og Figur 3 viser at beregningene er følsomme for usikre inngangsdata. Spesielt i nærheten av en mulig utslippskilde gir endring av inngangsdata store utslag i deposisjonsberegningen.



Figur 4: Isolinjer for deposisjon av PBDE og HBCDD ved antatt utslipp fra Brødrene Sunde og skorsteinshøyde endret til 15 meter. Posisjon for prøvetakingen er vist med røde punkter.



Figur 5: Isolinjer for deposisjon av PBDE og HBCDD ved antatt utslipp fra Brødrene Sunde og skorsteinshøyde endret til 70 meter. Posisjon for prøvetakingen er vist med røde punkter.

5. Målinger av PBDE og HBCDD

For å holde prosjektkostnader så lave som mulig, så man bort fra å ta ekte luftprøver siden dette vil kreve prøvetaking over en lengre tidsperiode, pluss utgifter for prøvetaker og drift av utstyret. Som et mål for deposisjon av lufttransporterte forurensninger ble det valgt å undersøke prøver av jord og etasjemose. Når man ser bort fra direkte kontaminering, så representerer begge prøvetyper en matrise hvor BHF-belastning utelukkende har kommet luftveien enten som gassformige forbindelser eller bundet i partikler. Jord vil gi et integrert mål av deposisjon over meget lang tid, mens man ved prøvetaking av mose som regel tar tilveksten fra de tre siste år, slik at man får summen av de tre siste års deposisjon.

5.1 Prøvetaking

Prøvetakingen ble foretatt av NILU. Prøvetakingsstasjoner ble valgt ut på grunnlag av en eldre spredningsberegning som i sin tid ble gjennomført som del av en konsekvensutredning av det planlagte Tafjord forbrenningsanlegget (Gotaas, 1982). Stasjonen ble valgt fra områder med antatt lav, middels og høy konsentrasjon av deposisjon fra Tafjord forbrenningsanlegg. Det må legges til at det dreier seg om et tettbebygd område slik at jord og mose ikke nødvendigvis finnes på de lokaliteter som viser høyest konsentrasjon i spredningsberegningen. På grunn av avvikende lokalisering, skorsteinshøyde og nyere meteorologiske inngangsparametre er det avvik mellom beregningen fra 1982 og den som er beskrevet i kapittel 4.

Det ble tatt 8 prøver av mose. Med dette vil man få en god oversikt over aktuelle deposisjoner og man har en god sammenligningsgrunnlag i allerede eksisterende målinger i mose for å kunne bedømme graden av BFH-forurensning (Schlabach et al., 2002; Mariussen et al., 2005).

I tillegg ble det tatt tre prøver av jord fra enten gressplen eller eng for å se om man tidligere (dvs. eldre enn tre år) har hatt betydelig deposisjoner av BFH. Stasjonsnavn og UTM-koordinater er gitt i tabellen i vedlegg A.

5.1.1 Jordprøver

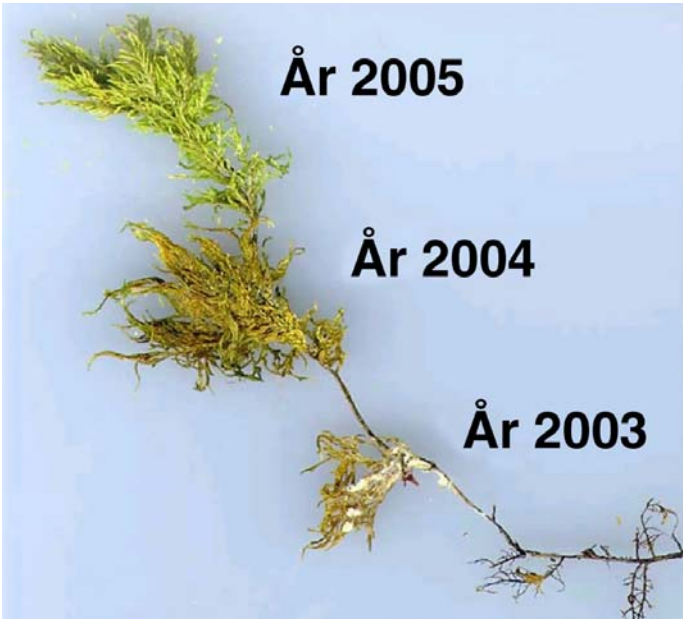
Jordprøvene ble tatt fra gressplen eller eng som helst har ligget urørt de siste 20 år. Åpen og pløyd jord og tilkjørt masse er vurdert som uegnet på grunn av uttynning, mens skogsjord ofte er mye sterkere belastet på grunn av nedfall av blader og barnåler som virker som "luftfilter".

Hver lokalitet består av en overflate på 15 ganger 15 m^2, hvor det tas 15 enkeltprøver med en spesiell jordprøvetaker (2 cm diameter og 10 cm dybde). Prøvetakeren stikkes ned i jorden til den forinnstilte dybden, dreies 180° og løftes forsiktig opp. Jordpølsen overføres så med en ren spatel til prøvebeholderen.

Med utgangspunkt i resultatet fra spredningsberegningen og deposisjonsestimatet, ble det tatt 1 jordprøver fra et antatt lavt påvirket område (Godøy) og 2 prøver fra et antatt sterkt belastet område (Breivik og Spjelkavik).

5.1.2 Moseprøver

Prøver av etasjemose (*Hylocomium splendens*), ca 1 l i volum, med tilveksten av de tre siste årene ble plukket, som vist i Figur 6.



Figur 6: Etasjemose (Hylocomium splendens) *med 3 års tilvekst.*

Med utgangspunkt i resultatet fra spredningsberegningen og deposisjonsestimatet ble det tatt to moseprøver fra et antatt lavt påvirket område (Godøy og Skinnstareset), tre fra et middels belastet område (Sukkertoppen, Aksla og Mauseidvåg) og tre prøver fra et antatt sterkt belastet område (Breivik, Vass-stranda og Spjelkavik).

5.2 Analysemetoder

Prøvene ble lagret ved -20°C inntil analysen. Både ekstraksjon og videre opprenskning av prøveekstraktet ble foretatt på renrom (class 200-1000). Dette for å redusere risikoen for kontaminering av prøvene med PBDE eller HBCDD som eventuelt kan finnes i laboratorie-luften.

5.2.1 Ekstraksjon og opprensing

En homogen alikvot av prøven ble tørket ved 40°C til komplett tørrhet for å bestemme vanninnhold i prøvematerialet. Det tørket materialet brukes kun til tørrvektsbestemmelse og ikke for den kjemiske analysen for å redusere risikoen for kontaminering ytterligere. 15-20 g ubehandlet (våt) mose eller ca. 10 g ubehandlet (våt) jord ble overført til en soxhlet ekstraksjonshylse, tilsatt isotopmerket internstandardblanding og ekstrahert med aceton i 4 t og n-heksan i 8 t. Samlet råekstrakt ble tørket med natriumsulfat, aceton ble løsemiddelbyttet til n-heksan og dette ekstraktet ble behandlet 3 ganger med konsentrert svovelsyre og til slutt renset på en kolonne fylt med 4 g aktivert silika. Det rensete ekstraktet ble oppkonsentrert til 100 µL og tilsatt en gjenvinningsstandard.

5.2.2 GC/MS og LC/MS analyse av PBDE og HBCDD

Prøvene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi koplet til høyoppløsende massespektro-metri i elektronstøt modus (GC/HRMS) med hensyn til følgende PBDE-kongenerer: BDE-28, -47, -49, -66, -85 -99, -100, -119 -153, -154, -183, -196, -206 og -209. Kvantifiseringen ble gjennomført mot de tilsatte isotopmerkete internstandardforbindelser BDE-28, -47, -99, -153, -183 og –209.

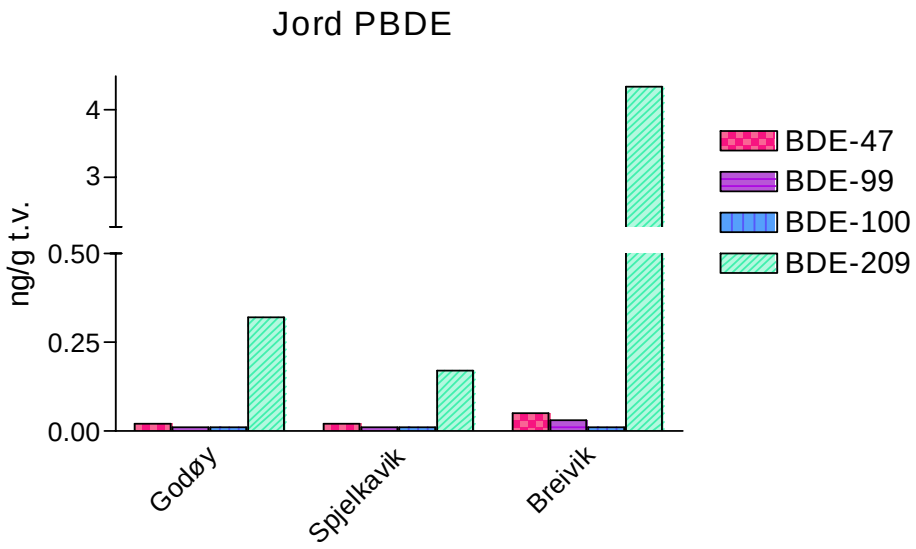
For en alikvot av prøveekstraktet skiftes løsemiddel til metanol og analyseres ved hjelp av væskekromatografi koplet til lavoppløsende massespektrometri i negativ elektronspray modus (LC/MS-ESI) med hensyn til følgende HBCDD-isomerer: α-, β- og γ-HBCDD. Kvantifiseringen ble gjennomført mot de tilsatte isotopmerkete internstandardforbindelser: α- og γ-HBCDD.

Per i dag så finnes det ingen analyselaboratoriet som er akkreditert for analyse av PBDE og HBCDD, men NILUs PBDE og HBCDD skal akkrediteres om noen måneder og kvalitets-kravene er de samme som for analyser av PCB eller PAH som er akkreditert iht. NS/EN 17025. Måleusikkerheten er estimert å ligge rundt ± 30-35 % (BDE-28-183) og rundt ± 45 % (BDE-206, -209 og HBCDD). De fullstendige resultatene er gitt i vedlegg A i ng/g tørrvekt (t.v.).

6. Resultater og diskusjon

6.1 PBDE i jord

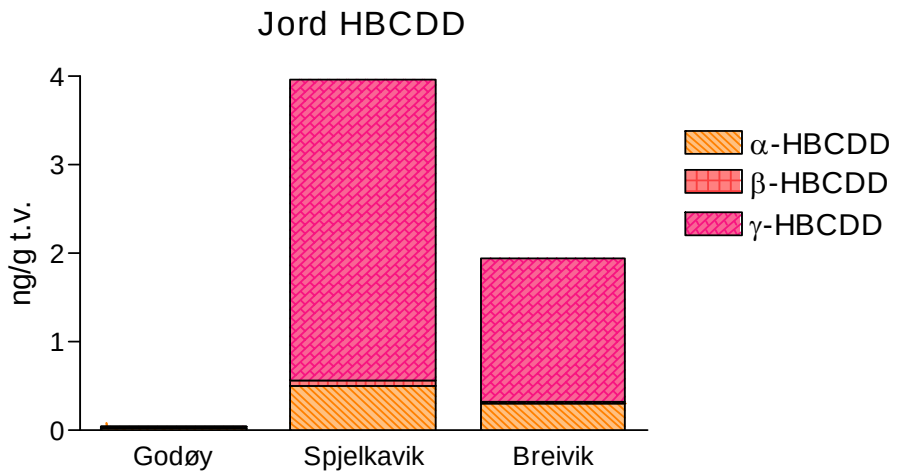
Resultatene av jordprøver tatt ved Godøy, Spjelkavik og Breivik viser deposisjon av ΣBDE over en lengre periode, anslagsvis tjue år. Nivåene på Godøy og Spjelkavik er sammenlignbare, 0,20 – 0,35 ng/g t.v., mens nivået på Breivik er ca 10-20 ganger høyere, 4,4 ng/g t.v. Det er BDE-209 (DecaBDE) som bidrar mest til denne økningen. Disse resultatene kan tyde på at det har vært signifikant utslipp av PBDE i området de siste tjue årene. Spredningsberegningene viser at dersom Tafjord forbrenningsanlegg er utslippskilden, så kan det forventes dobbel så høy deposisjon på Breivik som på Spjelkavik, Tabell 4. Ut fra disse prøvene er det sannsynlig at Tafjord forbrenningsanlegg kan ha vært kilde til utslipp av PBDE, men moseprøvene viser at dette utslippet ikke har forekommet de siste årene.



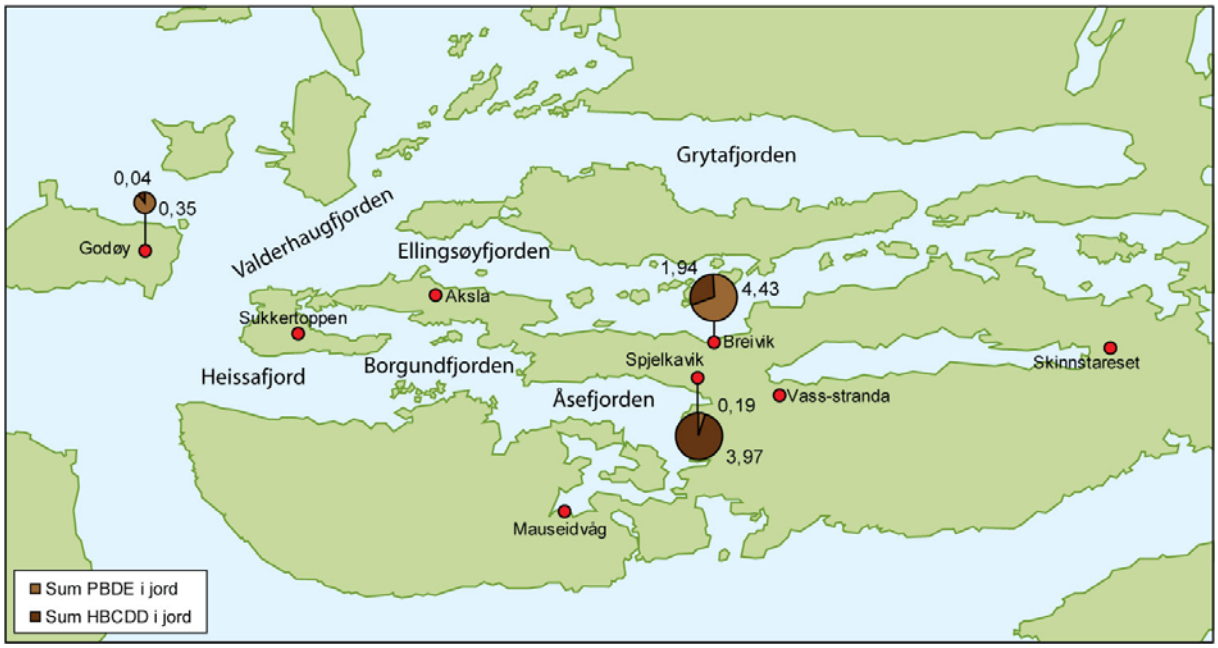
Figur 7: Nivå av PBDE i jord ved Godøy, Spjelkavik og Breivik i ng/g tørrvekt.

6.2 HBCDD i jord

Resultatene av jordprøver tatt ved Godøy, Spjelkavik og Breivik viser deposisjon av HBCDD over en lengre periode, anslagsvis tjue år. Nivåene er hhv. 4 ng/g på Spjelkavik, 2 ng/g på Breivik og lavere enn 0.1 ng/g på Godøy. Disse resultatene kan tyde på at det har vært signifikant utslipp av HBCDD i området de siste tjue årene. Ved å sammenstille variasjonene av jordprøvene og deposisjonsberegningen er det lite trolig at det er utslipp av HBCDD fra Tafjord forbrenningsanlegg. Prøve samsvarer imidlertid godt med deposisjonsberegningen der Brødrene Sunde antas å være utslippskilde (se Tabell 5, Figur 2, Figur 3 og Figur 9).



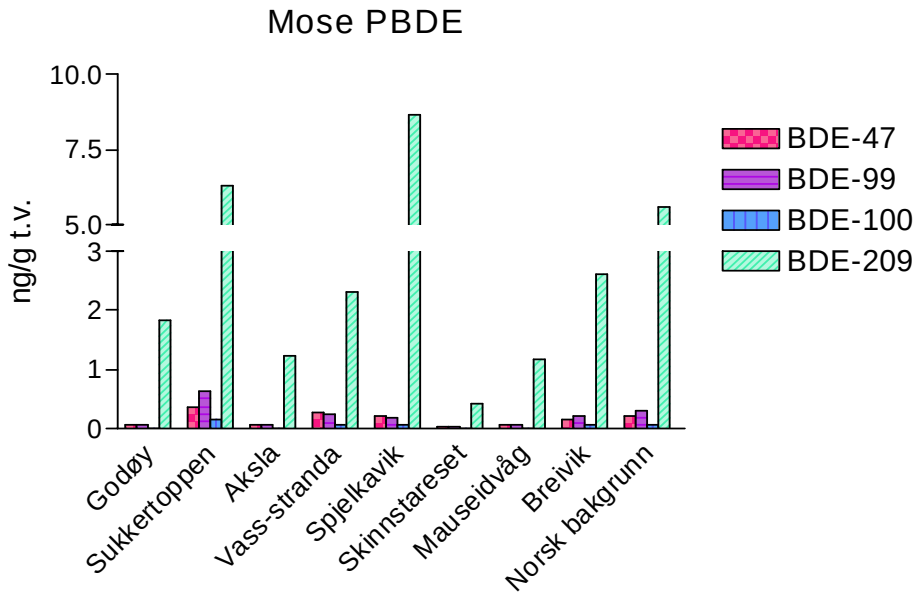
Figur 8: Konsentrasjoner av HBCDD i jord ved Godøy, Spjelkavik og Breivik i ng/g t.v.



Figur 9: Konsentrasjoner av PBDE og HBCDD i jord rundt Åsefjorden i ng/g t.v.

6.3 PBDE i mose

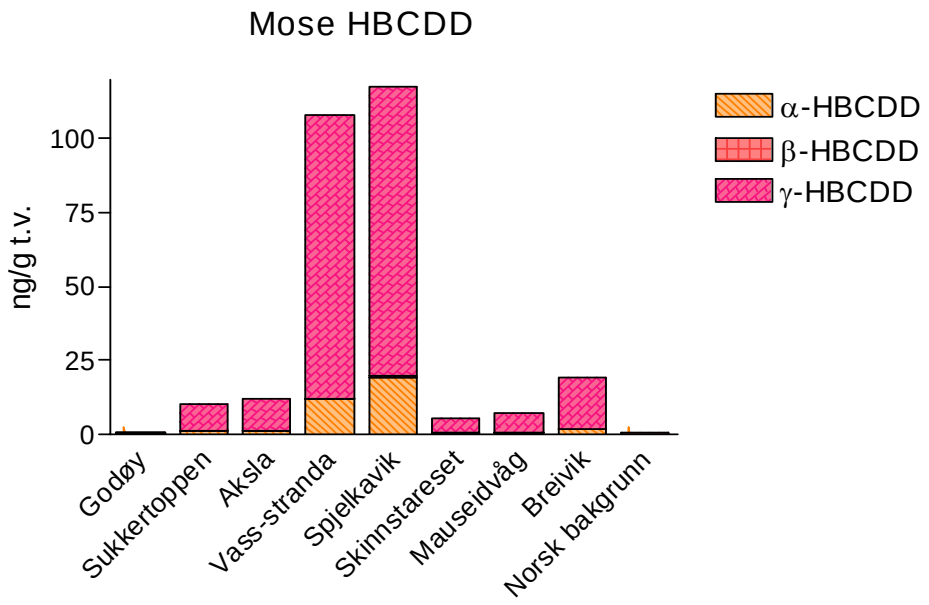
Resultatene av moseprøver tatt omkring Åsefjorden viser at PBDE-nivået ikke avviker fra generell bakgrunnsverdi i Norge. Det er bare prøvene ved Spjelkavik og Sukkertoppen som viser høyere forekomst av PBDE enn bakgrunnsnivået. De andre seks prøvene ligger lavere enn dette. Nivå av PBDE i mose er lavt og det er ingen sammenheng mellom den geografiske variasjonen av prøvene og modellberegningen. Dette tyder på at det ikke har vært noe signifikant utslipp av PBDE til luft i området omkring Åsefjorden de tre siste årene, hverken fra Tafjord forbrenningsanlegg eller noen andre aktører.



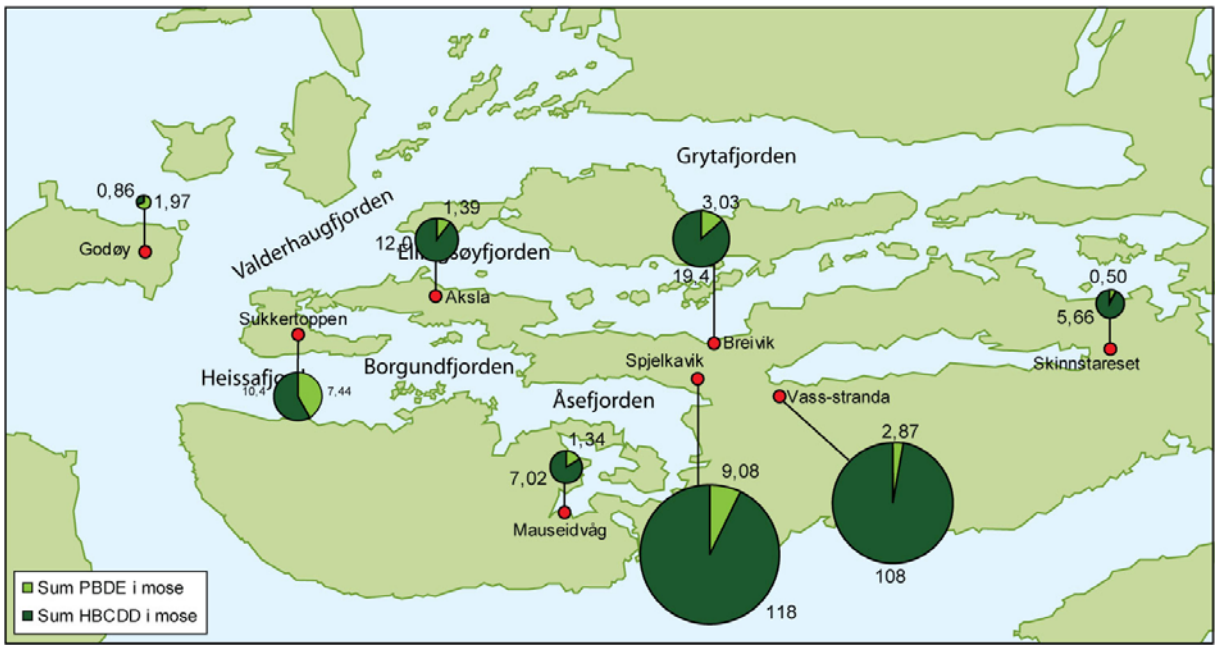
Figur 10: Konsentrasjoner av PBDE i mose ved åtte lokaliteter omkring Åsefjorden, samt norsk bakgrunnsnivå i ng/g tørrvekt.

6.4 HBCDD i mose

HBCDD-resultatene av moseprøver tatt omkring Åsefjorden viser at det er bare prøven fra Godøy som er på samme nivå som bakgrunnsverdi i Norge. De andre prøvene ligger langt over dette. Høyest nivå er målt i Vass-stranda og Spjelkavik, over 100 ng/g t.v. Sukkertoppen, Aksla, Skinnstareset og Breivik ligger omkring 10 ng/g t.v., også dette er betydelig over bakgrunnsnivået. Dette tyder på at det er et signifikant utslipp av HBCDD i området omkring Åsefjorden i dag. Ved å sammenstille variasjonene av moseprøvene og deposisjons-beregningen er det lite trolig at det er utslipp av HBCDD fra Tafjord forbrenningsanlegg. Prøvene samsvarer bedre med deposisjonsberegningen der Brødrene Sunde antas å være utslippskilde (se Tabell 5, Figur 2, Figur 3 og Figur 11). Dersom Brødrene Sunde antas å være utslippskilde, så viser prøven ved Vass-stranda adskillig høyere nivå av HBCDD enn hva spredningsberegningene tilsier. Dette avviket kan til dels forklares med at beregningene baserer seg på meteorologi midlet over 15 år, mens konsentrasjon i mose avhenger av meteorologi bare de siste tre årene.



Figur 11: Konsentrasjoner av HBCDD i mose ved åtte lokaliteter omkring Åsefjorden, samt norsk bakgrunnsnivå i ng/g t.v.



Figur 12: Konsentrasjoner av PBDE og HBCDD i mose rundt Åsefjorden i ng/g t.v.

6.5 Sammenligning med konsentrasjoner målt i andre studier

Det finnes kun noen få andre undersøkelser av PBDE og HBCDD i jordprøver og utelukkende to andre NILU-studier av PBDE og HBCDD i mose. Sammenstilling av disse referanse-verdier er gitt i Tabell 6 og Tabell 7.

Tabell 6: Konsentrasjoner (ng/g t.v.) i jordprøver sammenlignet med målinger gjort i andre undersøkelser:

	Ålesund, Gressjord, 2005 Denne undersøkelsen			Sverige, Åkerjord, (12 ref.prøver fra et kloakkslamprosjekt) Sellström, 2005			Sverige, toppsjiktet fra morenerygger (kun 3 prøver tatt nær en XPS-fabrikk) Remberger 2004		
	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall
Sum BDE uten 209	0,05	0,03	0,03-0,09	0,13	0,07	0,02-0,09			
Sum BDE inkl. 209	1,66	0,35	0,19-4,43	0,61	0,15	0,03-0,84			
Sum HBCDD	1,98	1,94	0,04-3,97				813	1000	140-1300

	Norge Skogsjord, Hassanin, 2004			UK, Skogsjord, Hassanin, 2004			UK Gressjord, Hassanin, 2004		
	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall
Sum BDE uten 209		0,97	0,13-3,00		2,50	0,11-26,0		0,61	0,07-6,00

	Europa, Jordprøver tatt nær PS-fabrikker, Petersen, 2004		
	Snitt	Median	Intervall
Sum HBCDD	4884	344	111-23200

Konsentrasjon av sum BDE uten BDE-209 i gressjordprøver fra Ålesund viser lave verdier på samme nivå som det som finnes i ukontaminert åkerjord fra Sverige og lavere en i prøver fra Storbritannia. Nivåene i skogsjord fra Norge og Storbritannia viser seg å være høyere. Det samme ser man også for andre persistente organiske forbindelser og tilskrives en mer effektiv filtrering av luftmassene ved hjelp av blader og barnåler som tilføres jordsmonnet. Derimot kan det se ut som om sum BDE inkludert 209 er noe forhøyet for prøven tatt i nærhet av forbrenningsanlegget sammenlignet med prøver av ukontaminert åkerjord fra Sverige.

Det var ikke mulig å finne referanseverdier for HBCDD-konsentrasjon i jordprøver. Begge studier som er vist i Tabell 7 er tatt i umiddelbar nærhet til fabrikker som man vet har utslipp

av HBCDD til luft. Sammenlignet med disse er HBCDD-konsentrasjon i Ålesund-prøvene mye lavere.

Tabell 7: Konsentrasjoner (ng/g t.v.) i moseprøver sammenlignet med målinger gjort i andre undersøkelser:

	Ålesund, 2005 Denne undersøkelsen			Norge, 16 bakgrunnsprøver (Mariussen, 2005 et al.; Mariussen, 2005)			UK, Arkiverte prøver av høy 1980-2004, bakgrunn (Hassanin, 2005)		
	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall	Snitt	Median	Intervall
Sum BDE uten 209	0,47	0,31	0,08-0,74	0,80	0,82	0,10-30,1	0,52	0,51	0,18-1,18
Sum BDE inkl. 209	3,53	2,50	0,50-9,26	4,24	5,00	0,71-11,0			
Sum HBCDD	35,1	11,2	0,86-118	0,52	0,43	0,21-1,09			

Mose brukes mye i forbindelse med kartlegging av tungmetallspredning, men det er nokså nylig at man begynte å bruke mose for å kartlegge spredning av BFH og det er derfor begrenset med andre studier som kan brukes til sammenligning. Prøver som er tatt i bakgrunnsområder fra hele Norge viser en konsentrasjon av sum BDE (inkludert BDE-209) som er litt høyere enn det som er målt i Ålesund. Prøver av arkivert høy fra en britisk bakgrunnsstasjon viser omtrent samme konsentrasjon som mose fra Ålesund. Siden gress har et mye større tilvekst per år sammenlignet med etasjemose og dermed en større masse per overflate, tilsvarer dette høyst sannsynlig en større deposisjon av PBDE per år. I en tidligere SFT-rapport er det blitt påvist HBCDD i 50 % av alle prøver (Schlabach, 2002) men med en metode som er betegnet som semikvantitativ. I tillegg er måleresultatene gitt per våtvekt. En sammenligning blir derfor vanskelig. Upubliserte tall fra norske bakgrunnsprøver tatt i 2004 (5 prøver fra hele landet) viser konsentrasjoner på samme nivå som i referanseprøven fra Ålesund og mye lavere enn ved de mest forurensede stasjonene Spjelkavik og Vass-stranda.

6.6 Vurdering av forholdet γ-/α-HBCDD

Det relative forholdet mellom γ-/α-HBCDD varierer fra 0,4 i jordprøven fra Godøy (referansestasjon) til 10 med en gjennomsnitt på 6,5. For teknisk HBCDD oppgis det et forhold på rundt 7. Forholdet i de andre moseprøver fra Norge (bakgrunnsstasjoner, Mariussen, 2005) viser et gjennomsnittlig γ-/α-forhold på rundt 2. Man ser en trend at prøver med lavest konsentrasjon av sum HBCDD viser også lavest forholdstall. Dette kan forklares med at α-HBCDD er noe mer persistent enn γ-isomeren (Law, 2005) og som følge av det forventer man en lavere andel γ-HBCDD jo lengre en HBCDD-blanding har vært utsatt for nedbrytning. Det vil si for prøver som er tatt nær en potensiell kilde forventer man å finne samme forhold som i teknisk blanding mens jo lengre vekk fra utslippskilden man kommer jo mere vil α-HBCDD dominere.

7. Konklusjoner

Resultatene fra moseprøver som er påvirket av dagens utslipp viser at det ikke er signifikant utslipp til luft av PBDE fra noen kilder i nærheten av Åsefjorden i dag. Jordprøver er påvirket av luftutslipp over en mye lengre periode enn mose og en jordprøve (Breivik) viser at det trolig har vært et høyere utslipp tidligere og da særlig av BDE-209 (DecaBDE). Sammenligning av variasjon mellom prøvene og deposisjonsberegninger viser at dette utslippet kan ha kommet fra Tafjord forbrenningsanlegg. Siden det ikke er bare BDE-209 som viser forhøyede nivåer i sedimenter og blåskjell fra Åsefjorden men særlig kongenerer fra teknisk penta-BDE (BDE-47, -85, -99, -100, -138, -153 og -154), er det utelukket at lufttransport med etterfølgende deponering på vannoverflaten er en signifikant kilde til PBDE-forurensning av det marine miljøet i Åsefjorden. Det må derfor konkluderes med at opprinnelse av denne PBDE-kontamineringen i Åsefjorden ikke kan forklares med atmosfærisk transport.

Både mose- og jordprøvene tatt i nærheten av Åsefjorden viser en høyere HBCDD-konsentrasjon enn bakgrunnsprøvene. Dette viser tydelig at det finnes en kilde for luftutslipp av HBCDD. Siden både mose- og jordprøvene viser adskillig lavere konsentrasjon ved Breivik enn ved Spjelkavik, er det lite sannsynlig at Tafjord forbrenningsanlegg er utslippskilde for HBCDD. Dersom Tafjord hadde vært kilden, kunne vi, ut ifra spredningsberegningen, forventet dobbelt så høyt nivå ved Breivik i forhold til Spjelkavik. Prøvene viser ikke dette. Prøvene viser derimot bedre samsvar med spredningsberegninger der utslippspunktet er forskjøvet fra Tafjord til Brødrene Sunde. Det er derfor meget sannsynlig at luftutslippet av HBCDD kommer fra et område nær Brødrene Sunde. Sammenlignet med målinger fra andre tilsvarende bedrifter i Europa så virker jordkonsentrasjonene lave. Det er imidlertid ikke mulig å si om utslipp til luft og etterfølgende deponering på vannoverflaten gir et vesentlig bidrag til HBCDD-kontaminering av Åsefjorden.

Siden HBCDD er en lipofil substans som veldig lett binder seg til organisk materiale og partikler, gir luftspredning og eventuell nedfall ingen negativ påvirkning av drikkevannskvaliteten.

8. Referanser

Bøhler, T. (1987) Users guide for the Gaussian type dispersion models CONCX and CONDEP. Lillestrøm (NILU TR 8/87).

Fjeld, E., Schlabach, M., Berge, J.A., Green, N., Eggen, T., Snilsberg, P., Vogelsang, C., Rognerud, S., Kjellberg, G., Enge, E.K., Dye, C., Borgen, A. og Gundersen, H. (2005) Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter 2004 : bromerte flammehemmere, perfluoralkylstoffer, irgarol, diuron, BHT og dicofol. Oslo (NIVA Rapport 5011-2005) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 927/2005) (TA-2096/2005).

Gotaas, Y. (1983) Luftforurensninger fra forbrenningsanlegg i Ålesund. Lillestrøm (NILU OR 48/82).

Mariussen, E. (2005) Effekter og nivåer av bromerte flammehemmere, en oppsummering, Foredrag på PROFO-avslutningskonferanse, Gardermoen 21.-23.11.2005. Kjeller (NILU F 46/2005).

Mariussen, E., Steinnes, E., Gundersen, H., Borgen, A. and Schlabach, M. (2005) Analysis of polybrominated diphenyl ethers in moss (Hylocomium splendens) from the Norwegian environment. *Organohal. Comp., 67*, 591-593.

Schlabach, M., Mariussen, E., Borgen, A., Dye, C., Enge, E.K., Steinnes, E., Green, N. og Mohn, H. (2002) Kartlegging av bromerte flammehemmere og klorerte parafiner. Kjeller (NILU OR 62/2002) (Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 866/02) (TA-1924-2002).

Wania, F., Persson, J., Di Guardo, A. and McLachlan, M.S. (2000) The POPCYCLING Baltic Model. A non-steady state multicompartment mass balance model of the fate of persistent organic pollutants in the Baltic Sea environment. Kjeller (NILU OR 10/2000).

Vedlegg A

Stasjonskoordinater og detaljerte analyseresultater

	UTM Sone 32 V		BDE-28	BDE-47	BDE-66	BDE-49 + 71	BDE-77	BDE-85	BDE-99	BDE-100	BDE-119	BDE-138	BDE-153	BDE-154	BDE-183	BDE-196	BDE-206	BDE-209	α-HBCDD	β-HBCDD	γ– HBCDD	Sum BDE uten 209	Sum BDE inkl. 209	Sum HBCDD
Jord:																								
Godøy	692958	34423	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	0,32	0,03	0,01	0,01	0,03	0,35	0,04
Spjelkavik	692863	36367	< 0,01	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	0,17	0,50	0,06	3,41	0,03	0,19	3,97
Breivik	692986	36391	< 0,01	0,05	< 0,01	0,01	< 0,01	<0,05	0,03	0,01	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	4,34	0,31	0,02	1,61	0,10	4,44	1,94
Mose:																								
Godøy	692960	34425	< 0,01	0,06	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,07	0,01	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	1,82	0,27	0,17	0,41	0,14	1,97	0,86
Sukkertoppen	692868	35161	< 0,01	0,36	< 0,01	0,03	< 0,01	<0,05	0,63	0,16	< 0,01	<0,05	<0,05	0,08	0,01	<0,05	0,12	6,29	1,12	0,07	9,22	1,39	7,69	10,4
Aksla	693050	35475	< 0,01	0,07	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,07	0,02	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	1,24	1,23	0,03	10,7	0,15	1,39	12,0
Mauseidvåg	692412	35973	< 0,01	0,07	< 0,01	0,01	< 0,01	<0,05	0,08	0,02	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	1,17	0,76	0,06	6,20	0,18	1,35	7,02
Spjelkavik	692863	36367	< 0,01	0,20	< 0,01	0,03	< 0,01	<0,05	0,18	0,05	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	0,01	<0,05	0,14	8,64	19,5	0,53	97,5	0,63	9,26	118
Breivik	692986	36391	< 0,01	0,16	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,21	0,05	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	0,01	<0,05	<0,1	2,61	2,03	< 0,05	17,4	0,43	3,04	19,4
Vass-stranda	692863	36598	0,01	0,27	0,02	0,03	< 0,01	<0,05	0,23	0,06	< 0,01	<0,05	0,01	0,03	0,01	0,02	0,05	2,31	2,53	0,16	17,8	0,74	3,04	20,5
Skinnstareset	693071	37526	< 0,01	0,03	< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,05	0,03	0,01	< 0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,1	0,43	0,47	0,05	5,14	0,08	0,50	5,66

Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Postboks 100, N-2027 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. NILU OR 63/2005	ISBN 82-425-1720-7 ISSN 0807-7207	
DATO	ANSV. SIGN.	ANT. SIDER 27	PRIS NOK 150,-

TITTEL	PROSJEKTLEDER
Utslipp av bromerte flammehemmere til luft i Ålesund	Martin Schlabach
	NILU PROSJEKT NR. O-105127
FORFATTER(E) Martin Schlabach og Karl Idar Gjerstad	TILGJENGELIGHET * A
	OPPDRAGSGIVERS REF. TA-2106/2005

OPPDRAGSGIVER
Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep
0032 OSLO

STIKKORD		
Bromerte flammehemmere	Ålesund	Spredningsberegning

REFERAT
Med denne studien skal det undersøkes hvorvidt utslipp av PBDE og HBCDD til luft kan ha bidratt til BFH-forurensning av Åsefjorden. Det er utført spredningsberegninger for å vurdere avsetningsnivå ved utslipp enten fra Tafjord forbrenningsanlegg eller Brødrene Sunde-fabrikken. Det er analysert PBDE og HBCDD i jord- og moseprøver fra omgivelsene rundt de 2 potensielle utslippskildene. Resultatene viser at det ikke er signifikant utslipp til luft av PBDE fra noen kilder i nærheten av Åsefjorden i dag, men at det trolig har vært et høyere utslipp tidligere og da særlig av BDE-209 (DecaBDE). Det er ikke funnet forhøyede nivåer av PentaBDE og det må derfor konkluderes med at opprinnelse av denne PBDE-kontamineringen i Åsefjorden ikke kan forklares med atmosfærisk transport. Det er funnet forhøyede HBCDD-konsentrasjoner i nærheten av Åsefjorden som viser tydelig at det finnes en kilde for luftutslipp av HBCDD fra et område nær Brødrene Sunde.

TITLE

Emission to air of BFR in Ålesund

ABSTRACT
This study aims to examine if emission to air of PBDE and HBCDD could have contributed to pollution of BFR in Åsefjorden. Calculations of deposition has been carried out to estimate the level of deposition. PBDE and HBCDD has been analyzed of in samples of soil and moss from the surrounding area. The results shows that there is no emission of PBDE today, but most likely there used to be in the past, especially emission of BDE-209. This study also concludes that the PBDE concentration in Åsefjorden is not due to emission to air. The samples show clearly that there is emission of HBCDD to air from a source close to Brødrene Sunde.

** Kategorier:* *A* *Åpen - kan bestilles fra NILU*
B *Begrenset distribusjon*
C *Kan ikke utleveres*

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder.

Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling av ferskvann og kystområder
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. SFT er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no
Bestilling: http://www.sft.no/skjema.html

Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 Kjeller
Besøksadresse: Instituttveien 18

Telefon: 63 89 80 00
Telefaks: 63 89 80 50
E-post: nilu@nilu.no
Internett: www.nilu.no