



Ivan C. Burkow, Dorte Herzke,
Hans Wolkers og Geir W. Gabrielsen



**Analyse av bromerte flammehemmere, PCB
og pesticider inkludert toksafen i polarmåke
(*Larus hyperboreus*) fra Bjørnøya**



Internrapport nr. 6



Staten forurensningstilsyn

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapport 813/01, TA-1781/2001

Ivan C. Burkow, Dorte Herzke, Hans Wolkers og Geir W. Gabrielsen

**Analyse av bromerte flammehemmere, PCB
og pesticider inkludert toksafen i polarmåke
(*Larus hyperboreus*) fra Bjørnøya**

Norsk Polarinstitutt er Norges sentrale statsinstitusjon for kartlegging, miljøovervåking og forvaltningsrettet forskning i Arktis og Antarktis. Instituttet er faglig og strategisk rådgiver i miljøvernsaker i disse områdene og forvaltningsmyndighet i norsk del av Antarktis.

The Norwegian Polar Institute is Norway's main institution for research and topographic mapping in the Norwegian polar regions. The Institute also advises the Norwegian authorities on matters concerning polar environmental management

Norsk Polarinstitutt 2001

Adresser:

Ivan C. Burkow og Dorte Herzke
Norsk institutt for luftforskning
Polarmiljøsentret
N-9296 Tromsø

Hans Wolkers
Akvaplan-niva
Polarmiljøsentret
N-9296 Tromsø

Geir W. Gabrielsen
Norsk Polarinstitut
Polarmiljøsentret
N-9296 Tromsø

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep.
0032 Oslo

©Norsk Polarinstitut, Polarmiljøsentret, N-9296 Tromsø
www.npolar.no

Forsidefoto:	Kjetil Sagerup
Teknisk redaktør:	Dag Rydmark
Cover design:	Jan Roald
Trykket:	Norsk Polarinstitut, mars 2001
ISBN:	82-7666-179-3

Forord

Hovedmålet med denne undersøkelsen har vært å bestemme nivå av bromerte flammehemere, PCB og pesticider inkludert toksafen i polarmåke fra Bjørnøya. Undersøkelsen er et ledd i kartleggingen av «nye» miljøgifter i Arktis og del av en større studie som har som mål å finne årsakene til og effektene av den høye miljøgiftbelastningen på Bjørnøya. Tidligere har det vært avdekket svært høye nivåer av PCB og DDT i polarmåke fra Bjørnøya. Imidlertid finnes det lite informasjon om nivå av bromerte flammehemere og toksafen hos sjøfugl fra Arktis, og ingen publiserte data fra Bjørnøya. Resultatene vil være et bidrag til å øke forståelsen av «nye» miljøgifter i nordområdene, og vil inngå i den nasjonale rapporteringen til Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).

Forfatterne ønsker å takke Kjetil Sagerup (Norsk Polarinstitutt) og Guttorm N. Christiansen (Akvaplan-niva) for bidrag til prosjektet samt Statens forurensningstilsyn (SFT) for finansiell støtte.

Tromsø, 20. februar 2001
Geir Wing Gabrielsen

Sammendrag

Bromerte flammehemmere er en gruppe miljøgifter som har vært sterkt fokusert den senere tid. Flere publikasjoner har vist en urovekkende økning av disse miljøgiftene, og stoffene er omtalt som et nytt potensielt miljøproblem. Prosjektet har hatt som mål å bestemme nivå av bromerte flammehemmere i polarmåke fra Bjørnøya som et ledd i kartleggingen av nye persistente miljøgifter i Arktis. I alt 15 leverprøver fra polarmåke innsamlet på Bjørnøya i 1999 har blitt analysert for bromerte flammehemmere, PCB og pesticider inkludert toksafen. Resultatene viser at den høye forurensningsbelastningen av PCB, og standard klororganiske pesticider hos polarmåke fra Bjørnøya, synes å ha vært stabilt de siste 10 år. Toksafenbelastningen er imidlertid generelt lav hos polarmåke. Videre er nivåene av de undersøkte bromerte flammehemmerne funnet å være lave, men det er påvist store individuelle variasjoner i belastningen. Det er imidlertid vanskelig å trekke entydige konklusjoner vedrørende belastningen av bromerte flammehemmere på Bjørnøya generelt da analyser av andre relevante arter ikke er foretatt. Konsekvensene for polarmåke av denne belastningen er også usikker siden informasjon om metabolisme og mulige effekter er mangelfull.

Prosjektets formål

- Bestemme nivå av bromerte flammehemmere i polarmåke fra Bjørnøya som et ledd i kartleggingen av nye persistente organiske miljøgifter (POP) i Arktis.
- Sammenstille nivåene av bromerte flammehemmere med andre POP som PCB og pesticider hos polarmåke.

Organiske miljøgifter i polarmåke

Flere studier har vist tilstedeværelse av en rekke persistente organiske miljøgifter (POP) i Arktis (AMAP 1998). Spesielt dyr fra toppen av næringskjeden som isbjørn, polarrev og polarmåke, er spesielt belastet. Undersøkelser har vist svært høye nivå både av PCB og klororganiske pesticider i polarmåke fra Svalbardområdet (Mehlum og Daelemans 1995; Gabrielsen *et al.* 1995; Savinova *et al.* 1995; Borgå *et al.* 1997; Henriksen *et al.* 2000) og Grønland (Cleemann *et al.* 2000). Noen av de høyeste POP-belastninger i Arktis er funnet i polarmåke fra Bjørnøya (Savinova *et al.* 1995; Borgå *et al.* 1997; Henriksen *et al.* 2000). PCB-nivåene er så høye at dette ikke kan utelukkes som årsak til funnene av døde og døende polarmåker (Gabrielsen *et al.* 1995) samt adferdsmessige og reproduksjonsmessige endringer (Bustnes *et al.*, 2001).

Bromerte flammehemmere

Miljøet tilføres stadig nye giftstoffer, samtidig med at ny informasjon har ført til at konsekvensene av kjente fremmedstoffer har blitt revurdert. I flere tilfeller har fokus blitt rettet mot stoffer som tidligere ikke har vært antatt skadelige for omgivelsene. Kunnskap om levetid i miljøet og mulige effekter på immunforsvar, kreftutvikling, forplantning og læreevne er for mange av forbindelsene ofte svært begrenset. En av de komponentgruppene som har vært i fokus den senere tid, er bromerte flammehemmere (BFH). Flere publikasjoner som nå er tilgjengelig har vist en urovekkende økning av disse miljøgiftene, og stoffene er omtalt som et nytt potensielt miljøproblem.

Bromerte flammehemmere tilsettes blant annet plastmaterialer benyttet i forskjellig elektrisk utstyr som TV-apparater og PC-er, bygningsmaterialer, skumplast og tekstiler for å forhindre brann og brannskader. Verdensforbruket er utstrakt og har vært sterkt økende de senere år (Bergman *et al.* 1997). Mens det i 1992 på verdensbasis ble produsert omlag 150 000 tonn årlig, var produksjonen i 1995 økt til 200 000 tonn (Danish Environmental Protection Agency 1999). Dette utgjorde 22 prosent av verdensproduksjonen av flammehemmere. For 2000 er årsproduksjonen antatt å nå hele 250 000 tonn.

De bromerte flammehemmerne kan deles inn i hovedgruppene reaktive og additive flammehemmere. De reaktive flammehemmerne er kovalent bundet til materialene og vil i mindre grad lekke ut i miljøet. De additive flammehemmerne er derimot bare blandet med eller løst i materialet, og kan derfor lettere migrere ut av produktet gjennom hele dets levetid. Et eksempel fra den første gruppen er tetrabrombisfenol A (TBBPA), mens polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenyler (PBB) tilhører gruppen av additive flammehemmere. TBBPA og dets derivater står for vel en tredjedel av den globale produksjon, PBDE for noe under en tredjedel, mens andre bromerte forbindelser står for den siste tredjedelen. Grunnet frivillig utfasing er produksjonen av PBB i dag ubetydelig (Danish Environmental Protection Agency 1999; Haglund *et al.* 1997). Hovedproduktet blant PBDE er dekabrom difenyleter. Imidlertid er de lavere bromerte kongenerene mer fremtredende i naturen. Dette kan skyldes rester fra de mindre produserte okta- og pentablandingene, eller at dekabromkongeneren brytes ned til lavere og mer stabile kongener i naturen.

Bromerte flammehemmere er påvist i våre omgivelser og undersøkelser viser at disse nivåene stiger (Hooper og McDonald 2000; deWit 1999; Renner 2000; Noren 2000). Tilstedeværelsen i miljøet langt fra utslippsområder indikerer at denne forbindelsestypen også langtransporteres med luft- og havstrømmer til nordområdene. I likhet med de andre persistente organiske forbindelsene følger de bromerte flammehemmerne lipidene i næringskjedene og gjennom morsmelk også til avkom (Lindstrom *et al.* 1999). Selv om undersøkelser har vist at nivåene generelt sett stiger, er vår kunnskap om bromerte flammehemmere mangelfull.

Helsemessige konsekvenser av denne forurensningen er lite kjent. Både PBDE og PBB har vært assosiert med muligheten for å utvikle kreft (Hardell *et al.* 1998; Henderson *et al.* 1995), mens en studie over mulige nevrotoksiske effekter ga intet entydig svar. Når det gjelder mulige hormoneffekter tilsvarende de som er kjent for klororganiske forbindelser, er det få data. PBDE er imidlertid blitt vist å påvirke thyroïd hormonbalansen hos mus og rotter. Forsøk med mus og rotter har også vist at PBDE 47 og 99 påvirker læreevnen. Studier har vist at «FireMaster-FF1», en blanding av PBBs, har toksiske egenskaper som er lik egenskapene til PCB og dioksiner (PCDD/PCDF). Dette inkluderer induksjon av MFO-enzymssystemene i leveren (Sellström *et al.* 1993). Undersøkelser har også vist at Bromkal 70-5 DE, en blanding av PBDE, induserer leverenzymmer på samme måte som PBB, PCB og dioksiner. PBDE er også strukturelt lik de nevnte klororganiske forbindelsene, og det kan ikke utelukkes at de påvirker kreftutvikling, er hormonhemmere og/eller kan gi nevrotoksiske effekter (Hooper og McDonald 2000).

Prøvemateriale

I alt ble 15 leverprøver fra polarmåke (*Larus hyperboreus*) (8 hunn- og 7 hannfugler, se tabell 1), innsamlet på Bjørnøya 22. og 23. juli 1999 analysert for POPs.

Tabell 1. Analyserte polarmåker (*Larus hyperboreus*)

Prøve nr.	Kjønn	Vekt (g)	Vinge (cm)	Lever (g)
1	M	2020	50,2	28
2	M	2050	50,0	28
3	M	1920	49,1	20
4	F	1600	46,4	16
5	F	1550	46,5	13
6	F	1330	43,5	13
7	F	1520	46,6	16
8	M	1570	46,7	17
9	M	1720	47,3	19
10	F	1610	44,4	25
11	F	1540	46,4	17
12	M	1890	49,1	26
13	F	1430	45,9	18
14	F	1440	45,7	21
15	M	1770	49,4	24

Analyseprogram

Følgende organiske miljøgifter har blitt analysert i undersøkelsen:

PCB

Totalt 38 kongenere: PCB 18, 26, 28/31, 33, 44, 47/49/52, 70/74, 76, 95, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 126, 128, 138/163, 141, 146, 149, 153/132, 156/157, 167, 169, 170, 174, 180, 183, 187 og 194.

Pesticider

Totalt 28 forbindelser: *o,p*-DDT, *p,p*-DDT, *o,p*-DDE, *p,p*-DDE, *o,p*-DDD, *cis*- og *trans*-klordan (CD), heptaklorepoksid (HCE), heptaklor (HC), dieldrin, Mirex, *cis*- og *trans*-nonaklor (NC), oksyklordan (oxy-CD), α -, β - og γ -heksaklorsykloheksan (HCH), heksaklorbenzen (HCB), samt toksafen (Parlar nummer) Tox 26, 32, 38, 40, 44, 50, 51, 58, 62 og 69.

Bromerte flammehemmere (BFh)

Totalt 10 komponenter: 2,4,6-Tribromfenylallyleter, heksabrombenzen, heksabromsyklododekan, polybromert bifenyl (PBB) kongener 15, 49, 52, 101 og 153, samt polybromert difenyleter (PBDE) kongener 47 og 99.

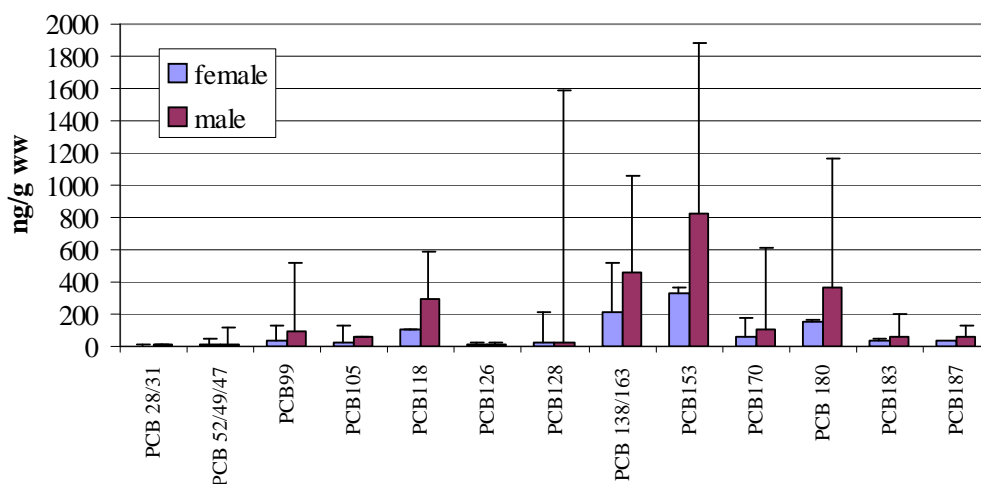
Analysemetodikk

Lever (3-4,5 g) ble tilsatt natriumsulfat og homogenisert. Etter tilsetting av intern standard, ble hele homogenatet ekstrahert ved kald kolonneekstraksjon (3x50 ml sykloheksan/acetone, 1:1 v/v, 1 time). Lipidene ble fjernet fra det kombinerte ekstraktet ved bruk av et tostegs GPC-system (Waters Envirogel og Latek Biobeads SX-3 med etylacetat/heksan som mobilfase). Ytterligere rensing av ekstraktet ble foretatt på en silikakolonne (30 ml heksan/toluen, 65:35 v/v). Pesticider, toksafener og bromerte flammehemmere ble målt med GC/NCI-MS, mens PCB og DDT ble målt med GC/EI-MS.

Resultater og diskusjon

PCB

PCB 153 og 138 er de to mest fremtredende kongenerene av alle undersøkte PCB, med nivå mellom 60 og 3640 ng/g våtvekt (figur 1, vedlegg 1 og 2). Prøve 1 og 15 viser særdeles høye nivåer av PCB. Relatert til kjønn, synes hannmåkene å være mer PCB-belastet enn hunnmåkene med middelverdier av sum PCB på henholdsvis 4200 ng/g våtvekt og 1260 ng/g våtvekt. Ser vi bort fra prøve 1 og 15, blir imidlertid forskjellen mindre fremtredende (hannmåker 2010 ng/g våtvekt). Grunnet få prøver av hvert kjønn, og de store individuelle forskjellene i næringsvalg, er det vanskelig å trekke klare konklusjoner vedrørende kjønnsmessige forskjeller i belastningen. PCB-resultatene er i overensstemmelse med tidligere publiserte resultater fra Bjørnøya med prøver fra 1991, 1995 og 1996 (Savinova *et al.* 1995; Gabrielsen *et al.* 1995; Borgå *et al.* 1997; Henriksen *et al.* 2000).

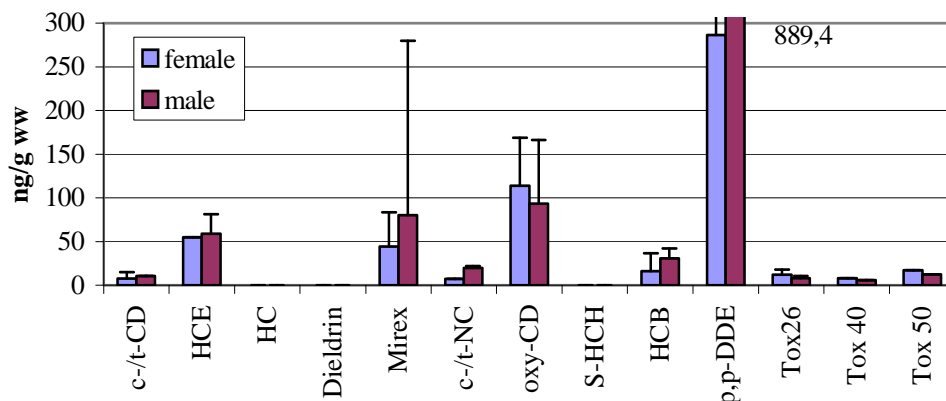


Figur 1. Utvalgte PCB-kongenerer i polarmåkelever (gjennomsnitt ng/g våtvekt)

Pesticider

Av de analyserte pesticidene ble *p,p'*-DDE funnet i høyest konsentrasjon, med middelverdier på 820 ng/g våtvekt og 350 ng/g våtvekt for henholdsvis hann- og hunnfugler (figur 2, vedlegg 1 og 2). Konsentrasjonene er sammenlignbare med resultater fra 1991, men lavere enn for prøver innsamlet i 1995 og 1996 (Savinova *et al.* 1995; Gabrielsen *et al.* 1995; Borgå *et al.* 1997; Henriksen *et al.* 2000). Mirex, heptaklorepoksid og oksyklordan er påvist i relativt høye konsentrasjoner i samtlige prøver. Både konsentrasjonen av HCB og oksyklordan er lavere enn tidligere rapporterte data (middelverdi på henholdsvis 30 og 113 ng/g våtvekt), mens verdiene av Mirex er høyere (middelverdi 112 ng/g våtvekt). Også for pesticidene skiller prøve 1 og 15 seg ut med betydelig høyere belastning. De kjønnsmessige vurderinger gjort for PCB er også gjeldende for pesticidbelastningene.

Prøvene har blitt undersøkt med en kongenerspesifikk toksafenanalyse som kan påvise 10 forskjellige toksafener. Imidlertid ble bare 4 kongenerer identifisert i det foreliggende prøvematerialet. Prøvene var mest kontaminert med toksafenkongenerene Tox 50 (middelverdi 20 ng/g våtvekt) og Tox 26 (middelverdi 10 ng/g våtvekt). Konsentrasjonene av Tox 32 og Tox 40 var betydelig lavere. Nivåene er generelt noe lavere enn de som ble påvist i polarmåke fra Bjørnøya i 1996 (Burkow and Gabrielsen, upubliserte data). Det ble ikke funnet kjønnsforskjeller i toksafenkonsentrasjonene.

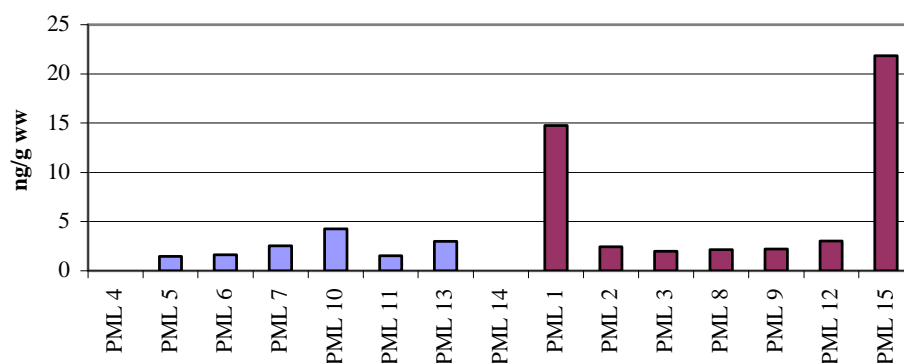


Figur 2. Utvalgte pesticider i polarmåkelever (gjennomsnitt ng/g våtvekt)

Bromerte Flammehemmere

Utvalget av bromerte forbindelser har blitt foretatt etter rapportert industrielt bruk og tilgjengelighet av kommersielle referanseforbindelser. Ut av SFTs Obs-liste (jfr. St.m. 58, liste B) ble heksabromsyklododekan samt tetra- og pentabromdifenyletere valgt ut.

Av de analyserte bromerte flammehemmerne ble bare PBDE 47 og 99 detektert i prøvematerialet (figur 3, vedlegg 1 og 2). Konsentrasjonene av PBDE 47 var svært lave i de fleste undersøkte prøvene (1,4 – 3,0 ng/g våtvekt). To av prøvene (hannmåke nummer 1 og 15) skilte seg imidlertid ut med konsentrasjoner av PBDE 47 på henholdsvis 14,8 og 21,8 ng/g våtvekt (figur 3). Dette var de samme to måkene som også hadde høyest PCB- og pesticidbelastning. PBDE 99 ble kun påvist i hannmåke nummer 1 (7,9 ng/g våtvekt). Resultatene viser klart de store individuelle variasjonene i POP-belastningen hos polarmåke som også gjelder for de bromerte forbindelsene.



Figur 3. Nivå av PBDE 47 (2,2',4,4'-tetrabromdifenyleter) i polarmåkelever (ng/g våtvekt)

Resultatene kan indikere at polarmåke fra Bjørnøya er lite kontaminert med bromerte flammehemmere sammenlignet med klororganiske miljøgifter. I relasjon til PCB 153, er konsentrasjonene av PBDE 47 og 99 mer en hundre ganger lavere i alle analyserte prøver. Dette kan bety generell lav belastning eller at bromerte flammehemmere blir metabolisert. Informasjon om metaboliserings- og elimineringsprosesser av bromerte flammehemmere er i dag sparsom. Imidlertid kan tilstedeværelsen av ikke-identifiserte komponenter tyde på at andre bromerte forbindelser er til stede i polarmåkeprøvene.

Det er i dag ingen publisert informasjon om bromerte flammehemmere i polarmåke eller andre arktiske fugler fra Bjørnøya. Grunnet mangel av data for polarmåke eller andre måkearter, er verdier for PBDE 47 og 99 i utvalgte marine arter vist i tabell 2. Selv om svært ulike arter og organer er sammenlignet, kan dataene tyde på forskjell i opptak og metabolisme av PBDE. Undersøkelser fra Canada og Sverige tyder på at forurensningen med PBDE i naturen øker (Noren og Meironyté 2000; Ikonomou 2000). Det må imidlertid påpekes at datagrunnlaget fra arktiske områder er svært sparsomt og er derfor vanskelig å vurdere for regionale forskjeller og trendbeskrivelser.

Tabell 2. Nivå av PBDE 47 og PBDE 99 (ng/g lipidvekt) i utvalgte arktiske dyr

Art	Tidsrom	PBDE 47	PBDE 99	Prøve	Referanse
Lomvi	1987	590	120	Egg	Sellstrom 1999
Lomvi	1979-81	80-370		Muskel	Jansson og Asplund 1987
Ringsel	1981-88	350		Spekk	Haglund <i>et al.</i> 1997
Havert	1979-89	110-280		Spekk	Andersson og Wartanian 1992
Steinkobbe	1981	90		Spekk	Jansson og Asplund 1987
Spermhval	1998	95	26	Spekk	de Boer <i>et al.</i> 1998
Torsk	1989	170	7	Lever	de Boer 1989
Polarmåke	1999	290-634	160	Lever	Denne undersøkelse (prøve 1 og 15)

På bakgrunn av polarmåkenes brede næringspektrum og varierende tilholdssted, er det vanskelig å bestemme definert kilde til kontamineringen, men det er rimelig å anta at flammehemmerne er langtransporterte. Polarmåkens metabolisme av bromerte flammehemmere er ikke kjent, men for klororganiske forbindelser er den vist å være lav. Resultatene viser en sterkere korrelasjon mellom PBDE 47 og PCB 153 ($r^2=0,57$), enn tilsvarende verdier for *p,p'*-DDE ($r^2=0,50$) og toksafen 50 ($r^2=0,21$) (se figur 4 s. 11). Dette kan skyldes ulike bruksmønstre, transportegenskaper og akkumuleringspotensiale.

For å bestemme miljøbelastningen av bromerte flammehemmere i Arktis, er det derfor nødvendig med en geografisk bredere undersøkelse som også tar for seg andre nøkkel- eller markørarter (med ulik næringsbakgrunn og metabolisme). Eksempler vil kunne være røye, ringsel og polarrev/isbjørn.

Konklusjoner

Følgende hovedpunkter fra resultatene kan fremheves:

- Forurensningsbelastningen av PCB og standard klororganiske pesticider hos polarmåke fra Bjørnøya synes å ha vært stabilt de siste 10 år. Ingen vesentlige endringer er observert.
- Den kongenerspesifikke toksafenanalysen viser generelt lave forurensningsnivå av denne pesticidgruppen i polarmåke.
- Det er vist store individuelle variasjoner i POP-belastningen, men på grunn av få prøver i denne studien er det vanskelig å vurdere kjønnsmessige forskjeller.
- Nivåene av de undersøkte bromerte flammehemmerne er lave. Den mest fremtredende forbindelsen er PBDE 47. Det er imidlertid vanskelig å trekke konklusjoner vedrørende belastningen på Bjørnøya generelt, og konsekvensene for polarmåke av bromerte flammehemmere, da informasjon om mulige effekter og metabolisme mangler.

Anbefalinger

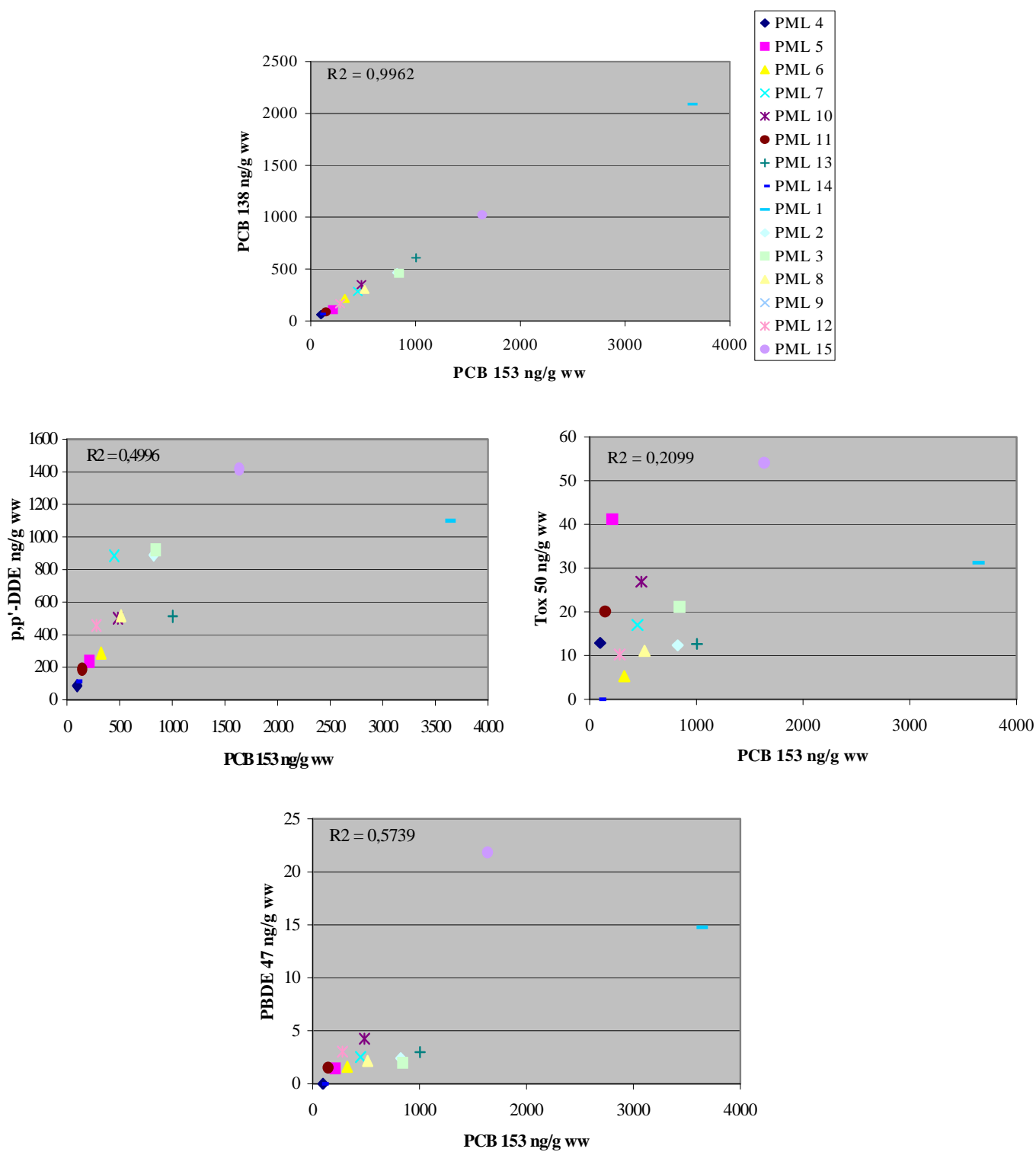
Basert på denne undersøkelsen anbefales følgende oppfølging

- Analyseprogrammet (komponentspekteret) for bromerte flammehemmere må utvides p.g.a tilstedeværelse av ukjente bromerte forbindelser. En hovedbegrensning i dag er tilgangen på referanseforbindelser for identifikasjon og kvantifisering, men tilgangen øker (flere nye bromerte forbindelser er allerede inkludert i NILUs reviderte analyseprogram).
- Flere relevante arter og geografiske områder må undersøkes, eksempelvis røye, sel og ander toppredatorer. Dette er nødvendig for å gi en fullgod beskrivelse av eksponering, mulige effekter og tidstrender (jfr. bekymringsfull økning i andre områder). Den eksponentielle økningen av bromerte flammehemmere i svenske miljøprøver kan indikere at disse forbindelsene vil bli morgendagens PCB-problem.

Referanser

- AMAP (1998). AMAP Assessment Report: Arctic Pollution Issues. Arctic Monitoring and Assessment Programme, Oslo, 859 pp.
- Andersson, O. & Wartanian, A. (1992). Levels of polychlorinated camphenes, chlordane compounds and polybrominated diphenyl ethers in seals from swedish waters. *Ambio* **21**, 550-552.
- Bergman, Å., Östman, C., Nyborn, R., Sjödin, A., Carlsson, H., Nilsson, U. & Wachtmeister, C.A. (1997). Flame Retardants and Plasticisers on Particulate - in the Modern Computerized Indoor Environment. *Organohalogen Compounds* **33**, 414-419.
- Borgå, K., Gabrielsen, G.W. & Skaare, J.U. (1997). Bioaccumulation of chlorochlorines in the Arctic marine food chain. The AMAP International Symposium on Environmental pollution of the Arctic, Extended abstracts, pp 401-403.
- Bustnes, J. O., Bakken, V., Erikstad, K. E., Mehlum, F. & Skaare, J.U. (2001). Patterns of incubation and nestsite attentiveness in relation to organochlorine (PCB) contamination in glaucouss gull. *Journal of Applied Ecol.* (in press).
- Cleemann, M., Riget, M., Paulsen, G.B. & Dietz, R. (2000). Organochlorines in Greenland glaucous gull (*Laurus hyperboreus*) and Icelandic gulls (*Laurus glaucoides*). *Sci. Total Environ.* **245**, 117-130.
- de Boer, J. (1989). Organochlorine compounds and polybrominated diphenyl ethers in livers of atlantic cod from the north sea, 1977-1987. *Chemosphere* **18**, 2131-2140.
- de Boer, J., Wester, P.G., Klamer, H.J.C., Lewis, W.E. & Boon, J.P. (1998). Do flame retardants threaten ocean life? *Nature* **394**, 28-9.
- deWit, C.A. (1999). Brominated flame retardants in the environment – An overview. *Organohalogen Compounds* **40**, 329-332.
- Danish Environmental Protection Agency (1999). *Brominated Flame Retardants. Substance Flow Analysis and Assessment of Alternatives*, Copenhagen.
- Gabrielsen, G.W., Skaare, J.U., Polder, A. & Bakken, V. (1995). Chlorinated hydrocarbons in glaucous gulls (*Laurus hyperboreus*) in the southern parts of Svalbard. *Sci. Total Environ.* **160/161**, 337-346.
- Haglund, P.S., Zook, D.R., Buser, H.R. og Hu, J. (1997). Identification and Quantification of polybrominated diphenyl ethers and methoxy polybrominated diphenyl ethers in baltic biota. *Environ. Sci. Technol.* **31**, 3281-3287.
- Hardell, L., Lindstom, G., van Bavel, B., Wingfors, H., Sundelin, E. & Liljegren, G. (1998). Concentration of the flame retardant 2,2',4,4'-tetrabrominated diphenyl ether in humanadipose tissue in Swedish persons and the risk for non-Hodgkin lymphoma. *Oncol. Res.* **10**, 429-432.

- Henderson, A.K., Rosen, D., Miller, G.L., Figs, L.W., Zahm, S.H., Sieber, S.M., Rotham, N., Humphrey, H.E. & Sinks T. (1995). Breast cancer among women exposed to polybrominated biphenyls. *Epidemiology* **6**, 544-546.
- Henriksen, E. O., Gabrielsen, G.W, Trudeau, S.M., Wolkers, H., Sagerup, K. & Skaare, J.U. (2000). Organochlorines and possible biochemical effects in Glaucous gull (*Larus hyperboreus*) from Bjørnøya, the Baents Sea. *Archives Environ. Cont. Tox.* **38**, 234-243.
- Hooper, K. & McDonald, T.A. (2000). The PBDEs: An Emerging Environmental Challenge and Another Reason for Breast-Milk Monitoring Programs. *Environ. Health Perspect.* **108**, 387-392.
- Ikonomou, M.G., Fischer, M. & He, T. (2000). Congener patterns, spatial and temporal trends of polybrominated diphenyl ethers in biota samples from the canadian west coast and the northwest territories, Proceedings 2nd Annual Workshop on Brominated Flame Retardants in the Environment, National Water Research Institute, Burlington, Canada.
- Jansson, B. & Asplund, L. (1987). Bromiated Flame Retardants - ubiquitous environmental pollutants. *Chemosphere* **16**, 2343-2349.
- Lindstrom, G., Wingfors, H., Dam, M., & van Bavel, B. (1999). Identification of 19 polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in long-finned pilot whale (*Globicephala melas*) from the Atlantic. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **36**, 355-363.
- Mehlum, F. & Daelemans, F.F. (1995). PCBs in Arctic seabirds from the Svalbard region. *Sci. Total. Environ.* **160/161**, 441-446.
- Noren, K. & Meironyté, D. (2000). Certain organochlorine and organobromine contaminants in Swdish human milk in perspective of past 20-30 years. *Chemosphere* **40**, 1111-1123.
- Renner, R. (2000). What Fate for Brominated Fire Retardants? *Environ. Sci. Technol.* 222A-226A.
- Savinova, T.N., Polder, A., Gabrielsen, G.W. & Skaare, J.U. (1995). Chlorinated hydrocarbons in seabirds from the Barents Sea area. *Sci. Total Environ.* **160/ 161**, 497-504.
- Sellström, U. (1999). *Determination of some polybrominated flame retardants in biota, sediment sand sewage sludge*. Dr. avhandling, Akademitryck, Edsbruk.
- Sellström, U., Jansson, B., Kierkegaard, A., de Wit, C., Odsjö, T. & Olsson, M. (1993). Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDE) in Biological Samples from the Swedish Environment. *Chemosphere* **26**, 1703-1718.



Figur 4. Korrelasjon mellom PCB 153 og PCB 138, *p,p'*-DDE, toksafen 50 og PBDE 47

Vedlegg 1. POP i lever hos polarmåke (hunddyr) fra Bjørnøya (ng/g våtvekt), ikke oppgitte komponenter er enten i lave konsentrasjoner eller lavere enn LOD/LOQ

POP/Individ	PML 4	PML 5	PML 6	PML 7	PML 10	PML 11	PML 13	PML 14
Tox26	8,1	20,8	<LOQ	15,9	15,4	8,4	5,5	<LOD
Tox32	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
Tox40	4,3	11,8	<LOQ	7,9	7,6	8,0	4,2	<LOQ
Tox50	12,9	41,2	5,3	17,0	26,9	20,1	12,7	<LOQ
PBB15	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB49	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB52	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB101	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB153	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBDE47	<LOQ	1,4	1,6	2,5	4,2	1,5	3,0	<LOQ
PBDE99	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
<i>cis</i> -CD	<LOQ	18,2	<LOQ	4,0	<LOQ	7,3	<LOQ	<LOQ
HCE	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	53,4	<LOQ	56,3	<LOQ
Mirex	29,2	41,5	44,2	46,5	119,9	15,8	89,8	<LOQ
<i>cis</i> -NC	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	7,1	<LOD	<LOD	<LOD
oxy-CD	<LOQ	94,9	54,9	114,0	185,7	<LOQ	151,8	<LOQ
HCB	8,9	15,0	16,9	39,7	58,9	10,3	28,7	6,3
ΣDDT	86,2	235,0	286,5	883,3	500,2	186,6	511,5	112,6
PCB26	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB28/31	<LOD	<LOD	<LOD	3,1	5,8	<LOQ	6,9	<LOD
PCB33	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB44	<LOD	<LOD	<LOQ	112,6	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB52/49/47	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	5,9	<LOD	9,9	<LOD
PCB70/74	<LOD	<LOD	12,2	54,8	41,4	16,6	44,3	<LOD
PCB76	<LOD	<LOD	0,8	3,2	2,6	0,9	2,7	<LOD
PCB99	<LOD	17,3	<LOD	80,5	58,6	18,6	92,2	14,0
PCB101	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOD	<LOD
PCB105	13,8	15,1	29,2	71,3	42,3	11,6	52,9	8,3
PCB110	<LOD	<LOD	<LOQ	<LOD	<LOQ	<LOD	19,8	<LOD
PCB114	<LOD	<LOD	<LOD	157,0	7,0	<LOD	13,3	<LOD
PCB118	56,2	58,3	104,0	259,0	180,3	59,0	291,4	34,9
PCB126	<LOD	<LOD	<LOD	7,0	<LOD	<LOD	13,8	<LOD
PCB128	<LOQ	<LOD	15,6	15,8	23,5	<LOQ	31,0	<LOQ
PCB138/163	61,7	108,1	217,4	284,9	351,7	86,6	607,9	67,2
PCB141	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ	45,0	<LOD	69,9	<LOD
PCB146	<LOD	31,0	61,3	92,7	196,3	25,1	177,1	24,8
PCB153/132	97,4	212,5	324,3	448,0	483,1	145,5	1004,4	97,4
PCB156/157	7,8	8,3	18,0	10,8	26,3	7,8	51,3	7,1
PCB167	<LOD	23,3	48,1	<LOQ	73,1	<LOQ	82,5	<LOD
PCB170	17,8	62,2	62,6	66,3	81,0	20,3	130,9	<LOD
PCB180	51,2	113,9	147,2	148,4	189,5	50,9	362,7	24,1
PCB183	14,0	23,0	31,4	69,6	36,1	<LOQ	60,6	<LOQ
PCB187	<LOQ	<LOD	33,5	39,6	55,6	<LOQ	41,0	<LOQ
Σ38PCB	320	673	1105	1924	1905	443	3167	278
Lipid (%)	5,2	6,0	4,0	6,1	6,5	4,8	11,5	3,4

ΣDDT = *o,p'*-*p,p'*-DDT, *o,p'*-*p,p'*-DDE og *o,p'*-DDD; LOD/LOQ = level of detection/quantification

Vedlegg 2. POP i lever hos polarmåke (hanndyr) fra Bjørnøya (ng/g våtvekt), ikke oppgitte komponenter er enten i lave konsentrasjoner eller lavere enn LOD/LOQ

POP/Individ	PML 1	PML 2	PML 3	PML 8	PML 9	PML 12	PML 15
Tox26	12,9	<LOQ	7,4	8,0	7,8	5,5	25,8
Tox32	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	26,1
Tox40	6,5	5,6	5,7	5,7	4,8	<LOQ	20,4
Tox50	31,2	12,4	21,1	11,0	10,3	10,2	54,1
PBB15	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB49	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB52	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB101	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PBB153	7,2	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	3,8
PBDE47	14,8	2,4	2,0	2,2	2,2	3,0	21,8
PBDE99	7,9	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOQ
<i>cis</i> -CD	7,3	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ
HCE	74,8	<LOQ	42,5	31,0	<LOQ	<LOQ	128,1
Mirex	509,7	80,1	83,7	62,4	36,2	26,7	483,8
<i>cis</i> -NC	8,2	<LOD	4,6	<LOD	<LOD	<LOD	16,1
oxy-CD	249,1	67,5	118,6	93,2	85,1	46,8	327,1
HCB	46,8	16,0	24,9	30,8	32,0	18,7	91,6
ΣDDT	1099,8	889,4	920,1	515,9	446,9	456,9	1416,4
PCB26	3,3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB28/31	11,5	4,1	<LOD	9,2	4,3	<LOQ	21,6
PCB33	<LOD	<LOD	<LOD	15,1	<LOD	<LOD	<LOD
PCB44	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB52/49/47	19,7	3,9	3,0	<LOD	<LOQ	<LOQ	17,6
PCB70/74	169,6	78,5	57,0	93,0	25,7	28,0	134,8
PCB76	11,1	4,5	4,8	5,9	1,6	1,7	8,0
PCB99	308,9	182,7	96,7	80,2	36,8	39,3	213,0
PCB101	91,3	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB105	174,7	54,9	53,0	58,9	38,4	24,9	136,8
PCB110	68,7	22,1	18,1	<LOD	7,1	<LOD	57,2
PCB114	<LOD	10,0	<LOQ	9,4	8,4	<LOD	28,2
PCB118	965,6	317,3	299,5	217,1	148,5	129,6	634,6
PCB126	<LOD	<LOD	14,9	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
PCB128	73,7	25,9	8,1	38,0	13,1	9,2	43,7
PCB138/163	2090,6	466,1	459,5	305,1	224,0	166,9	1022,0
PCB141	274,1	30,9	<LOQ	31,0	32,0	30,6	134,9
PCB146	655,8	132,9	129,7	95,4	82,8	57,8	311,8
PCB153/132	3643,7	823,6	842,5	513,0	269,9	280,0	1636,9
PCB156/157	167,0	47,1	45,4	31,4	24,9	16,5	85,7
PCB167	190,8	57,0	78,0	83,7	25,3	22,1	129,9
PCB170	935,7	106,3	185,5	59,6	64,1	47,2	305,2
PCB180	2705,5	367,2	519,1	165,8	137,5	119,0	797,3
PCB183	461,1	63,4	107,4	36,5	26,6	21,0	131,7
PCB187	234,7	54,6	131,6	32,9	47,9	25,5	155,6
Σ38PCB	13257	2853	3053	1881	1281	1019	6006
Lipid (%)	5,3	8,9	5,9	5,5	6,2	4,6	5,3

ΣDDT = *o,p'*-*p,p'*-DDT, *o,p'*-*p,p'*-DDE og *o,p'*-DDD; LOD/LOQ = level of detection/quantification

