Statlig program for forurensningsovervåking
Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge – en pilotstudie av ”nye” miljøgifter.

SPFO-rapport: 930/2005
TA-2103/2005
ISBN 82-7655-261-7

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)
Utførende institusjon: Universitet i Tromsø (UiT), Norsk Institutt for Luftforskning (NILU),

Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge – en pilotstudie av ”nye” miljøgifter

Rapport:930/2005

Forord

Samarbeid knyttet til Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) har gjort det mulig å analysere utvalgte "nye" miljøgifter fra populasjoner i Nord-Norge (Bodø) og Russland (Taimyr, Sibir). De norske prøvene er hentet fra det norske AMAP HHAG-prosjektet i AMAP, fase 3, mens de russiske er hentet fra det nylig avsluttede PTS-prosjektet i urbefolkningsgrupper i de russiske nordområdene. Prøvene er innhentet på samme tid i løpet av 2002. Arbeidsgruppen har utviklet analysemetodikk samtidig som innsamling av data er gjennomført, og derfor er det knyttet en viss analytisk usikkerhet til noen av substansene. Det er nå blitt så mye fokus på "nye" miljøgifter at det er av høyeste viktighet å kartlegge nivåer i mennesker. Siden miljøgifter har en tendens til å akkumulere i arktiske områder er det viktig å kartlegge nivåer hos mennesker som lever i Arktis. Det mest sårbare tidspunkt i menneskelivet er på fosterstadiet. Det er derfor også viktig å kartlegge nivåer hos gravide kvinner. Dette er bakgrunnen for at det er valgt ut 10 gravide kvinner fra hvert sted i denne pilotstudien.

Publikasjonen er skrevet av Jon Øyvind Odland, Institutt for Samfunnsmedisin, Universitetet i Tromsø, Torkjel Sandanger og Eldbjørg Sofie Heimstad, NILU, Tromsø. Dorte Hertzke, NILU, Tromsø har deltatt i det analytiske arbeidet. Gunnar Futsæter og Jon L. Fuglestad har vært kontakter hos SFT under arbeidet.

Tromsø/Oslo 1. juni 2005.

Jon Øyvind Odland,
1. amanuensis, Institutt for Samfunnsmedisin, Universitetet i Tromsø

Innhold:

1 SAMMENDRAG 4

2 HENSIKT MED STUDIEN 5

3 BAKGRUNN 6

3.1 PCB OG PESTICIDER 6
3.2 BROMERTE FLAMMEHEMMERE 9
3.3 PERFLUORALKYL STOFFER (PFAS) 10
3.4 PENTAKLORFENOL (PCP) OG PENTAKLORANISOL 12
3.5 KORTKJEDETE KLORPARAFINER (SCCP) 12

4 UTVALG AV PRØVER 13

4.1 MATERIALE 13

5 KJEMISK ANALYSE 14

5.1 OPPARBEIDELSE 14
5.2 KVANTIFISERING 14

6 RESULTATER 17

6.1 PCB-GRUPPEN 17
6.2 PESTICIDER 17
6.3 BROMERTE FLAMMEHEMMERE 18
6.4 HBCD 19
6.5 TBBPA 20
6.6 PFAS 20
6.7 PCP 20
6.8 PENTAKLORANISOL 20
6.9 KORTKJEDETE KLORERTE PARAFINER (SCCP) 20

7 DISKUSJON OG KONKLUSJON 22

7.1 POLYKLORERTE BIFENYLER (PCB) 22
7.2 PESTICIDER 22
7.3 POLYBROMERTE DIFENYLETERE (PBDE) 23
7.4 HEKSABROMSYKLODODEKAN (HBCD) 23
7.5 TETRABROMBISFENOL A (TBBPA) 23
7.6 PERFLUORALKYL STOFFER (PFAS) 24
7.7 PENTAKLORFENOL (PCP) 24
7.8 PENTAKLORANISOL 24
7.9 KORTKJEDETE KLORERTE PARAFINER (SCCP) 25
7.10 KONKLUSJONER 25

8 REFERANSER 26

1 Sammendrag

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn har Norsk institutt for luftforskning (NILU) og Institutt for samfunnsmedisin, Universitetet i Tromsø gjennomført en første gangs kartlegging av utvalgte "nye" kontaminanter i blodprøver fra kvinner i Bodø, Nord-Norge og Taimyr, Russland. Kvinnene i Bodø er norske, mens kvinnene i Taimyr, Russland er urbefolkning av Dolgan-Nenets avstamming. Det er ingen kjente, lokale kilder, verken i Bodø eller Taimyr, til "nye" miljøgifter. Det dreier seg om en pilotundersøkelse med et begrenset antall prøver og et begrenset prøvevolum. Analysemetodikken er fortsatt under utvikling for noen av disse komponentene og måleusikkerheten for disse forbindelsene kan derfor være forhøyet. For disse må man derfor være litt forsiktig ved tolkning av resultatene.

Nivåene av velkjente kontaminanter i denne studien, som PCBer, er generelt lave både i de norske og russiske prøver. Det har vært en nedadgående trend i nivåene gjennom de siste 20-30 år av disse stoffene. I pesticidgruppen er β-HCH nivåene svært mye høyere i Russland enn i Norge, slik det også er påvist i den siste AMAP-rapporten (AMAP 2003). Det samme gjelder DDT-gruppen, der det som i tidligere studier finnes betydelig høyere konsentrasjoner i de russiske prøvene. Dicofol og endosulfan ble ikke påvist i noen av prøvene i denne studien. Noe av grunnen til dette kan være at deteksjonsgrensene er høyere enn for eksempel for *p,p'*-DDT.

I gruppen polybromerte difenyletere var BDE-47 mest framtredende av alle PBDE og den ble påvist i alle 20 prøvene. Nivåene var generelt lave, men flere PBDE-forbindelser var tilstede i de norske prøvene og nivåene så ut til å være høyere sammenlignet med de russiske.

HBCD ble påvist i mer enn halvparten av prøvene, men i flertallet av disse prøvene var nivåene svært nær deteksjonsgrensen. Forskjellene er derfor for små og måleusikkerheten for stor til å kunne si noe om det er signifikante forskjeller i de norske og russiske prøvene. Det er heller ikke mulig å si noe om forskjeller i isomerfordelingen. I en av de norske og en av de russiske prøvene ble det funnet nivåer som var betraktelig høyere enn de andre prøvene. Disse resultatene indikerer imidlertid at HBCD forekommer i mennesker.

TBBPA ble ikke påvist i noen av de russiske prøvene, mens den ble funnet i 40 % av de norske prøvene. De nivåene som ble påvist var all i nærheten av deteksjonsgrensen, og dermed usikre, men det er en klar indikasjon på at denne forbindelsen finnes i mennesker.

PFOS ble påvist i 70 % av både de norske og russiske prøvene og var dermed den perfluorerte forbindelsen som ble funnet i flest prøver. Det var tydelige forskjeller i isomerfordelingen for PFOS i de ulike prøvene, noe som bør studeres nærmere. Det er derfor et klart behov for at disse forbindelsene overvåkes i fremtiden.

PCP ble påvist i alle norske og russiske prøver. Nivåene ser ut til å være sammenlignbare i de norske og russiske prøvene. Pentakloranisol var ikke påvisbart eller svært lavt i begge grupper.

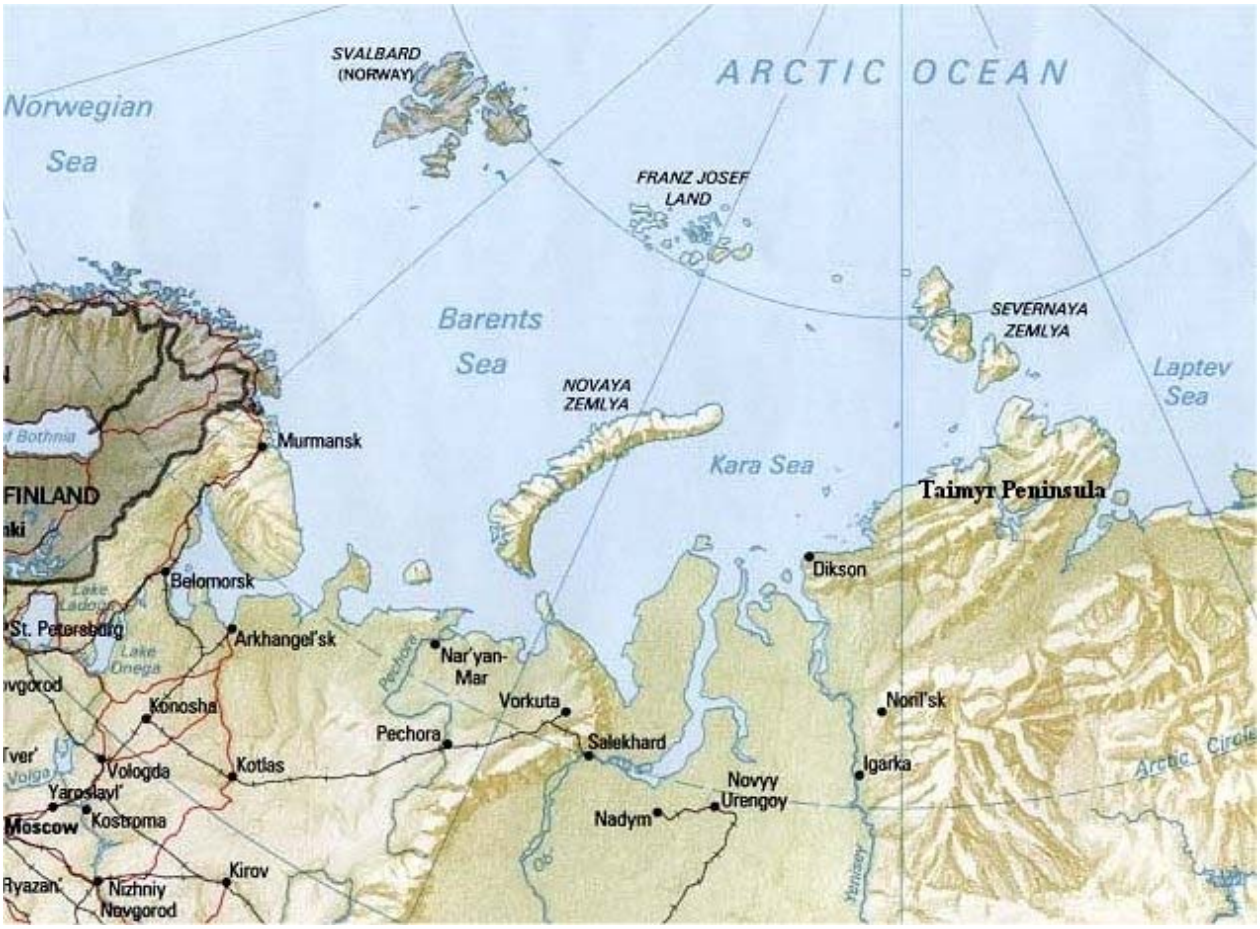
Resultatene for de kortkjedete klorparafinene er rapportert som summen av 10-13 karbonkjeder med 5 – 10 kloratomer. Ved kvantifiseringen er de også kvantifisert som sum, noe som gir større usikkerhet. I 13 av 20 prøver lå også nivåene under deteksjonsgrensene, og for de resterende var de nær denne. Tallene kan derfor regnes mer som en indikasjon på nivå. Totalbildet er at nivåene er lave. Prøvemengden for denne komponentgruppen var i minste laget. For framtidige analyser må større plasmamengder innhentes.

Denne pilotstudien gir indikasjoner på nivåer av en del "nye" kontaminanter i humant blod. De kjente kontaminanter, som DDT-gruppen, HCH-gruppen og PCB-gruppen viser samme nivåer som vi kjenner fra før i Norge og Russland gjennom AMAP-rapportene. En interessant observasjon er at de bromerte flammehemmerne er noe høyere i de norske prøvene sammenliknet med de russiske. Dette indikerer at man i Bodø er mer utsatt for PBDE-eksponering enn i Taimyr. De høyere verdiene i de norske prøvene indikerer en "sivilisasjonseffekt" av produkter knyttet til moderne bymiljø og husholdning, ikke en dietteffekt som er kjent fra studier på de "klassiske" miljøgifter.

2 Hensikt med studien

Hensikten med studien var å foreta en screeningundersøkelse av utvalgte miljøgifter i humant blod fra gravide kvinner i Bodø, Norge og Taimyr, Russland (Figur 1). Prosjektet er en pilotundersøkelse med et begrenset antall blodprøver med et begrenset prøvevolum. Analysemetodikken er fortsatt under utvikling for noen av disse komponentene og måleusikkerheten for disse forbindelsene kan derfor være forhøyet.

Informasjon om miljøgiftnivåer i mennesker fra befolkningen i nordområdene er svært viktig i arbeidet med internasjonal kontroll av miljøgifter. Prosjektet er en del av AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) og SFTs screeningprogram. Gjennom helsegruppen tilknyttet AMAP (HHAG) er det etablert et ekspertnettverk rundt polarsirkelen som har gjort det mulig å skaffe blodprøver fra befolkningen i nordområdene. Studien er godkjent av de regionale etiske myndigheter på begge steder.



Figur 1: *Kart som viser Taimyr og nordkalotten.*

3 Bakgrunn

3.1 PCB og pesticider

Noen av de "klassiske" organiske miljøgifter, som PCBer, DDT-gruppen og HCH-gruppen, samt plantevernmidlene endosulfan og dicofol er screenet i denne pilotstudien. Risikoverdier, aktuelle verdier for å starte tiltak, samt definerte grenseverdier for DDT-gruppen og PCB (som Arochlor 1254) i humant blod og brystmelk er presentert i Tabell 1. En detaljert diskusjon om disse stoffene faller utenom rammen for denne rapporten.

PCBer

Polyklorerte bifenyler (PCBer) er en gruppe av 209 kongenere som ble produsert kommersielt i blandinger. Bruk og produksjon er forbudt i de fleste vestlige land, men de er fortsatt til stede i eldre transformatorer og på mange forurensede industriområder og avfallsplasser. Fortsatt er det derfor både global kontaminasjon og lokale kilder som gir human eksposisjon, vesentlig gjennom kostholdet. En viktig faktor i dette er stoffenes fettløselighet. Målte nivåer i brystmelk har sunket siden 80-tallet. Historiske nivåer er imidlertid vanskelige å sammenlikne på grunn av endrede analyseteknikker og kvantifiseringsmetoder (rapporterte PCB

konsentrasjoner basert på Aroclor 1260 standard er dobbelt så høye som de som er basert på sum PCB kongenere).

Toksisiteten til PCB-gruppen er komplisert på grunn av svært varierende mengde av de 209 kongenere som alle har ulik toksisitet. Enkelte kongenere kan påvirke leverfunksjon, reproduksjon, fødselsvekt, hjerneutvikling og immunsystemet og kan disponere for kreft. Nye resultater fra det russiske miljøgift-studiet (AMAP 2003) peker mot at det fødes flere jenter enn gutter i områder med høye PCB-nivåer i maternelt blod.

Tabell 1. *Risikoverdier, aktuelle verdier for å starte tiltak, samt definerte grenseverdier for DDT-gruppen og PCB (som Arochlor 1254) i humant blod og brystmelk.*

Stoff-gruppe	**Matrix**	**"Level of Concern"**	**"Action Level"**	**"Advicing body/authority"**
Σ DDT	Plasma		200 µg/L	WHO Environmental Health Publication, 1990
PCB (Arochlor 1254)	Plasma	5 µg/L (children and women <40); 20 µg/L (all men and women >40)	100 µg/L	Health Canada. Guidelines, 1979
PCB (Arochlor 1254)	Brystmelk		50 µg/L (1.43 mg/kg lipids)	Health Canada. Guidelines, 1979

DDT-gruppen
DDT-gruppen består av 1,1,1-trichloro-2,2-bis(*p*-chlorophenyl)ethane (*p,p'*-DDT) og nedbrytingsproduktene 1,1-dichloro-2,2-bis(*p*-chlorophenyl)ethylene (*p,p'*-DDE) og 1,1-dichloro-2,2-bis(*p*-chlorophenyl)ethane (*p,p'*-DDD). DDT ble opprinnelig brukt som et sprøytemiddel i landbruket og brukes stadig i malariakontroll. DDT og nedbrytingsproduktene lagres i fettvev og utskilles svært langsomt via urin eller avføring. De mest alvorlige helseeffekter (nevrologiske, utviklings-, reproduksjon- og kreftframkallende) er mest knyttet til langtidspåvirkninger. DDT og DDE har østrogenliknende effekter. Denne effekten er sannsynlig årsak til den påviste DDT-påvirkning på reproduksjon i dyrestudier.

De siste studiene i AMAP (AMAP 2003) viser at det sannsynligvis brukes mye DDT fortsatt i arktiske strøk, spesielt i Russland.

HCH-gruppen
Heksaklorosykloheksaner (HCH) er en gruppe av klororganiske plantevernmidler som inkluderer isomerene α-, β-, γ- (Lindane), δ-, og ε- HCH. Teknisk HCH som har vært brukt som plantevernmiddel, er en blanding av vesentlig α-, β- og γ-HCH. I vestlige land har bruken av teknisk HCH vært forbudt eller begrenset siden slutten av 1970-årene, men stoffet brukes fremdeles i utviklingsland. Den mest bestandige isomer er β-HCH. Lindane (γ -HCH), som er

den viktigste biologisk aktive isomer, benyttes fremdeles i Nord-Amerika og Europa. Høye nivåer i biologisk materiale kan påvirke lever, nervesystem, nyrer, reproduksjon og immunsystem. HCH har litt lavere bioakkumuleringspotensiale enn mange andre organiske miljøgifter og er noe mer vannløselig, selv om vannløseligheten innenfor gruppen varierer noe. Tilgjengelige data gjennom AMAP viser at det er betydelig høyere blodnivåer av HCH, spesielt β-HCH hos russiske populasjoner enn andre circumpolare folkegrupper.

Endosulfan
Endosulfan er en blanding av α- and β-endosulfan og er et plantevernmiddel som er persistent i jordsmonn, men ikke fullt så persistent i vann som f.eks. PCB og DDT. Endosulfan har potensial for langtransport og er toksisk for vannlevende organismer. Endosulfan er fremdeles i bruk som insektsmiddel, fortrinnsvis i tropene, på frukt, grønnsaker, kaffe, te, tobakk etc. Som flere plantevernmiddel er endosulfan antatt å være hormonforstyrrende. Endosulfan er blitt identifisert i luft, snø og biota i Arktis. Nivåene er foreløpig lave sammenlignet med tradisjonelle POPs som PCB, DDT og toksafen, men økende nivåer er observert i arktisk luft og noen pattedyr som hvithval i løpet av 90-årene (AMAP, 2003).

Dicofol
p,p'-Dicofol (Kelthane, DTMC eller Acarin) er et pesticid som brukes for å bekjempe midd (acaricid) ved dyrking av mange forskjellige planter, bl. a. bomull (50 % av total bruk), sitrusfrukter (30 %) og annen fruktdyrking (15 %). Dicofol er nær beslektet med DDT og DDT er også et mellomprodukt ved syntese av dicofol. Teknisk dicofol er derfor ofte forurenset med DDT. Av miljøhensyn er all bruk av dicofol forbudt i den vestlige verden. I Sveits er det bare tillatt i forsøksdyrking. Aktuell utslipp vil i så fall stamme fra lagring og avhending av gamle produkter. Dicofol er moderat persistent i jord (halveringstid 60 dager), blir nedbryt av UV-lys og også under anaerobe betingelser. Dicofol er nærmest uløselig i vann og sterkt bundet til partikler eller jord. Mobiliteten i jord er derfor veldig begrenset. Miljøovervåkings-programmer måler nesten aldri dicofol, men ut fra oktanol-vann fordelingskoeffisient og nedbrytbarhet vet man at dicofol er moderat bioakkumulerende. Det amerikanske forurensingstilsynet (US EPA) har klassifisert Dicofol i toksisitetsklasse II (moderat toksisk) til toksisitetsklasse III (svak toksisk) avhengig av produktformuleringen (konsentrasjon av dicofol i det tekniske produktet). Dicofol er i likhet med mange andre pesticider en nervegift uten at den eksakte virkemåten er godt undersøkt. Kroniske effekter er økt levervekt og økt enzyminduksjon og redusert kroppsvekt. US EPA har klassifisert dicofol som mulig kreftfremkallende. Dicofol kan være en hormonhermer. Det er også påvist reproduksjonstoksiske effekter, men svakere enn ved de nære analoger DDT og DDE. Dicofol er høytoksisk for forskjellige organismer, som alger, invertebrater og fisk.

Både dicofol og DDT har vært benyttet som biocider. Dicofol, som også er solgt under handelsnavnet Kelthane, har blant annet vært brukt til bekjempelse av midd i landbruk, men vi kjenner ikke til om dette produktet har vært benyttet i Norge. Dicofol har en struktur som ligner DDT og en rapport fra USA tyder på at produktet tidligere også kunne inneholde en del DDT med nedbrytningsprodukter. Men dicofol i seg selv kan også være et nedbrytningsprodukt av DDT (Aislabie et al. 1997).

3.2 Bromerte flammehemmere

Generelt
Bromerte flammehemmere (ofte forkortet som BFH eller BFR = brominated flame retardants) er en fellesbetegnelse for en større gruppe organiske stoffer. Stoffene har forskjellige strukturer, men alle inneholder brom. Under sterk varmepåvirkning frigis bromradikaler som stopper kjedereaksjonen i forbrenningsprosessen som dermed virker hemmende på utvikling av brann. Noen bromerte flammehemmere har i de senere årene kommet i søkelyset på grunn av at de er lite nedbrytbare i miljøet. De kan konsentreres i næringskjeden og er påvist i levende organismer og i morsmelk. En del av stoffene har vist helse- og miljøskadelige effekter. Spesielt har det vært fokus på stoffgruppene polybromerte difenyletere (PBDE) og polybromerte bifenyler (PBB). Den globale produksjonen av PBB opphørte høsten 2000. Andre bromerte flammehemmere som det nå fokuseres på er heksabromsyklododekan (HBCD) og tetrabrombisfenol A (TBBPA) (de Wit, 2002).

Forbruk
SFT anslår at den totale mengden bromerte flammehemmere som brukes i Norge er mellom 270 og 340 tonn i 2001. Bruk omfatter her både som kjemikalium, i plastråvare og halvfabrikata og i de ferdige produktene. Elektriske og elektroniske produkter er den største produktgruppen og da spesielt kretskort. Andre produktgrupper er isolasjonsmaterialer, plast og tekstiler i transportmidler og noe i møbelstoffer. TBBPA er den mest brukte bromerte flammehemmeren i Norge i dag, mens bruken av HBCD og dekabromdifenyleter (dekaBDE) er betydelig mindre (SFT, 2003). De kommersielt produserte flammehemmere inneholder ikke rene stoffer, men er en blanding av flere. Således inneholder produkter som selges som oktabromdifenyleter (oktaBDE) også ca. 45 % heptabromdifenyleter heptaBDE. Produkter som selges som pentabromdifenyleter (PentaBDE) inneholder ca. 30% tetraBDE og noe heksaBDE.

Utslipp og spredning i miljøet
Utslipp kan forekomme under produksjon og bruk av produkter samt ved deponering eller destruksjon etter bruk. Bromerte flammehemmere kan tilføres jord, vann og luft. Det er funnet bromerte flammehemmere i inneluften i kontorlokaler med store mengder datautstyr. Bromerte flammehemmere blir også tilført miljøet via langtransporterte luftstrømmer. I tillegg kan bromholdige dioksiner dannes ved forbrenning av avfall som inneholder bromerte flammehemmere (de Wit, 2002).
Det er i tidligere undersøkelser funnet spesielt høye konsentrasjoner av polybromerte difenyletere i fisk fra Mjøsa, men disse forurensninger er også påvist i sediment og biologiske prøver fra mange andre områder i Norge (Fjeld et al, 2004). Bromerte flammehemmere er påvist i blodprøver fra den norske befolkningen og konsentrasjonene har økt i perioden fra 1977 til 1999. I en svensk undersøkelse av PBDE i morsmelk ble det funnet en markert økning fra 1972 til 1997.

Effekter
Stoffene er lite akutt giftige for mennesker, men enkelte bromerte flammehemmere er akutt giftige for akvatiske organismer. Ved langvarig eksponering er det påvist at de kan føre til leverskade. Det er mistanke om at enkelte bromerte flammehemmere kan gi hormoneffekter

og at de kan gi skader på nervesystemet. Det er fortsatt behov for mer kunnskap om stoffenes langtidseffekter på helse og miljø.

Pentabromdifenyleter (pentaBDE) er meget giftig for vannlevende organismer, persistent og bioakkumuleres. PentaBDE er klassifisert som miljøskadelig og som helseskadelig ved kronisk påvirkning. Oktabromdifenyleter (oktaBDE) og dekabromdifenyleter (dekaBDE) er lite nedbrytbare og er til dels også påvist høyt oppe i næringskjeden. OktaBDE er klassifisert som reproduksjonsskadelig (fruktbarhetsreduserende og fosterskadelig). Det antas også at deka- og oktaBDE kan omdannes til pentaBDE og andre homologer med tilsvarende egenskaper i naturen (de Wit, 2002).

Både TBBPA og HBCD er meget giftig for vannlevende organismer, stoffene er ikke lett nedbrytbare, og de kan forårsake langtidsvirkninger i vannmiljøet. TBBPA er påvist i blod hos befolkningen i Norge. Foreløpige resultater fra risikovurderinger tyder på at TBBPA kan ha negative helse- og miljøvirkninger. Likevel er bruken av TBBPA svært utstrakt og anses å være den mest anvendte bromerte flammehemmeren på verdensbasis. Som for PCB og hydroksylerte PCB har man vist at TBBPA påvirker thyroidhormonbinding. Det er også vist at homologen bisfenol A er en typisk hormonhermer. TBBPA er benyttet som en kjemisk bundet flammehemmer, noe som betyr at man vil kunne forvente mindre utslipp til miljøet av denne stoffgruppen. Denne og andre studier tyder på at TBBPA kan spres i miljøet.

Foreløpige resultater fra risikovurderinger viser at HBCD har negative helse- og miljøvirkninger. Til tross for dette er HBCD svært utstrakt brukt og har til en viss grad erstattet bruken av de pentabromerte bifenyleterne. HBCD er en av de mest anvendte bromerte flammehemmere på verdensbasis. HBCD har vist seg som meget giftig for akvatiske organismer. Det er videre vist at HBCD kan gi leverskader hos pattedyr (de Wit, 2002).

Tiltak
Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt en målsetning om at utslippene av bromerte flammehemmere skal reduseres vesentlig, senest innen 2010. SFT har utarbeidet en handlingsplan for reduksjon av utslippene. Nordsjølandene har forpliktet seg til arbeide for å erstatte bromerte flammehemmere der det er tilgjengelige erstatningsstoffer. Bromerte flammehemmere er en gruppe stoffer som inngår i OSPARs utfasingsmål (2020). Fra 1. juli 2004 ble det i Norge forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke stoff, stoffblandinger og produkter som inneholder 0,1 vektprosent eller mer av penta- og oktabromdifenyleter. Innen EU ble omsetning og bruk av teknisk penta- og oktabromdifenyleter forbudt etter 15.08.2004 (2003/11/EC). Deka-BDE, HBCD og TBBPA er under vurdering i EUs program for risikovurdering av eksisterende stoffer.

3.3 Perfluoralkyl stoffer (PFAS)

Generelt
Perfluoralkylstoffer også betegnet som perfluoralkylsurfaktaner eller perfluoralkylsyrer (PFAS) er en betegnelse for en gruppe kjemiske forbindelser som innholder en perfluorert alkylkjede og en gruppe som gjør at forbindelse har en viss løselighet i vann. Denne gruppen av forbindelser skiller seg fundamentalt fra de fleste andre kjemikalier siden den verken er

lipofil eller hydrofil, men binder seg gjerne til partikkeloverflater. Forbindelsene brukes primært på grunn av deres gode overflateegenskaper og deres vann- og fettavvisende egenskap. De brukes i forskjellige industri- og forbrukerprodukter, hvor lav overflateenergi, høy kjemisk og termisk stabilitet, lav lysbrytningsindeks, høy elektrisk isolasjonsevne og god bestandighet mot korrosjon og ytre påvirkning er viktige. Viktige produkttyper er gulvvoks og poleringsmidler, maling og lakk, avfettings- og rengjøringsmidler, impregneringsmidler til tekstiler og lær og brannslukkingsmidler.

Forbruk
SFT har i 2003 gjennomført en materialstrømsanalyse (SFT, 2004) og konkluderer med at PFAS ikke produseres i Norge. Videre skrives det i rapporten: Alt som omsettes i Norge er importert, enten i form av kjemisk-tekniske produkter eller som bestanddel av faste bearbeidede produkter. Resultatet av kartleggingen er oppsummert i Tabell 2. Det største bruksområdet er brannslukkingsmidler (Aqueous Film Forming Foams, AFFF-midler). Disse skummidlene brukes til slukking av branner i petroleumsprodukter (olje, bensin og lignende) og brennbare vannløselige væsker (aceton, alkoholer m.v.), og brukes hovedsakelig på offshore-installasjoner, flyplasser, oljeraffinerier og om bord i tankskip. Tekstilimpregneringsmidler importeres i hovedsak som bestanddel av ferdige tekstilvarer. Impregnering som inneholder PFAS brukes primært til plagg som skal være vanntette og pustende, for eksempel plagg med Gore-Tex-membran. Mengdeanslaget er usikkert. For de øvrige produkttypene importeres også PFAS i hovedsak som bestanddel av ferdige produkter. Bruksmengdene er vesentlig lavere. Nyere informasjon fra Sverige og Storbritannia tyder på forkromingsindustrien kan være en de største brukere av PFAS (SFT-2004).

Utslipp
Siden det ikke foregår produksjon av PFAS i Norge, anses utslipp fra produksjon som ikke relevant (SFTa, 2004). Det foregår noe produksjon av maling-/lakkprodukter og brannslukkemidler (skumkonsentrat) som inneholder PFAS. Disse produksjonsprosessene foregår i lukkede systemer, og utslippene vil derfor normalt være svært små. De største utslippene vil skje i forbindelse med bruk og avhending av produkter som inneholder PFAS. Utslippsveier og utslippsmengder vil være ulike for de forskjellige produktene. SFTs materialstrømsanalyse anslår utslippet som følger:

- Årlig utslipp fra offshoreinstallasjon i Nordsjøen vil være 7 – 8 tonn.
- Årlig utslipp til vann/grunn eller kommunalt ledningsnett fra flyplasser, industri og lignende anslås til 7 – 8 tonn PFAS. Avfallsmengden anslås til < 1 tonn.

Spredning og effekter
Perfluorerte forbindelser er veldig persistente (stabile) og brytes svært sakte ned. Forbindelsene er som nevnt lite vann- og fettløselig og akkumulering skjer i all hovedsak gjennom at de er bundet til overflater av partikler eller vev. Dette betyr at de vanlige risikoevalueringsmetodene utviklet for hydrofile eller lipofile forbindelser ikke kan anvendes her.

I en nordisk screeningsundersøkelse ble det påvist PFAS-forbindelser i alle undersøkte prøvetyper og høyest nivå fant man i marine pattedyr. Rapporten konkluderer med at PFAS finns i betydelige konsentrasjoner i det nordiske miljøet (Kallenborn et al. 2004).

Det er svært begrenset informasjon om forbindelsenes effekter i miljøet, men hovedbilde som fremstår fra litteraturen i dag er at PFAS-relaterte forbindelser kan være meget giftige og er lite nedbrytbare.

Den mest fokuserte PFAS forbindelsen perfluoroktylsulfonat (PFOS) er giftig for vannlevende organismer, fugler og bier. Det er indikasjoner på at PFOS har skadelige effekter på human reproduksjon. PFOS er påvist i foster, noe som indikerer at denne forbindelsen passerer placenta (morkaken) barrieren (Inoue et al., 2004). Det er videre dokumentert ved hjelp av eksperimentelle dyreforsøk at PFOS kan påvirke utviklingen og gi postnatale effekter (Lau et al., 2003,Thibodeaux et al., 2003). Det er derfor et klart behov for at disse forbindelsene overvåkes i fremtiden.

3.4 Pentaklorfenol (PCP) og pentakloranisol

Pentaklorfenol (PCP) er meget giftig (ved innånding, hudkontakt og svelging), tungt nedbrytbart og bioakkumuleres i organismer. PCP er i tillegg kreftfremkallende (IVLrapport B1474, 2002). Stoffet er også vist å gi alvorlige skader på lever, nervesystem og immunsystem. PCP har vist seg å ha genotoksisk effekt samt at den kan påvirke thyroid hormon status i nyfødte og dermed føre til effekter på utviklingen av nervebaner. Forbindelsen er påviselig i humane prøver fra alle deler av verden.

Stoffet kan gi opphav til dannelse av dioksiner og pentakloranisol. PCP ble tidligere benyttet som treimpregneringsmiddel, beskyttelsesmiddel mot insekter og slimbekjempningsmiddel i papirindustrien. Pentaklorfenol brukes ikke lenger i Norge, men vi kan ikke helt utelukke at PCP kan forekomme i enkelte importerte varer. Tilførslene til miljøet er i dag meget små. Totalt regnes derfor det nasjonale utslippet av PCP å være ubetydelig. PCP absorberes til partikler i jord, vann og luft og kan spres over store avstander. Pentaklorfenol fordamper lett og transporteres gjennom atmosfæren. I områder med kjølig klima vil stoffet kondensere og avsettes i miljøet. Det avsettes trolig en del pentaklorfenol i norsk miljø som følge av transport gjennom atmosfæren. I Arktis er pentaklorfenol funnet i luft, ferskvann, sjøvann, is og fisk.

Norske miljøvernmyndigheter har vedtatt at utslipp av pentaklorfenol skal fases ut innen år 2005, og stoffet er derfor oppført på myndighetenes prioritetsliste, og på Obs-listen. Pentaklorfenol er regulert gjennom produktforskriften.

Pentaklorfenol skiller seg fra andre klororganiske miljøgifter ved at det vanligvis opptrer som anion i vandig miljø (PH> 4.7). Under aerobe betingelser kan PCP metyleres og danne pentakloranisol som er betydelig mer flyktig. Pentakloranisol kan derfor være en indikator for forekomst eller dannelse av PCP i ulike prosesser. Dette gjelder spesielt i luft, der høye nivåer av pentakloranisol kan tyde på høy belastning av PCP i nærliggende medier (IVLrapport B1474, 2002).

3.5 Kortkjedete klorparafiner (SCCP)

Polyklorerte alkaner(PCA) eller klorerte parafiner (CP), som de også kalles, er en gruppe forbindelser som er blitt brukt i stor utstrekning som tilsetningsstoffer i ekstremsmøremidler,

spesielt til metallbearbeiding og i skipsindustrien. De er også benyttet som sekundærmyknere og flammehemmere i plast-, maling- og lærindustrien. Man skiller ofte mellom kortkjedete (SCCP, C10-C13), mellomkjedete (MCCP, C14-C17) og langkjedete (LCCP, C18-C30) klorerte parafiner.

Kortkjedete (C10–C13) og høyklorerte (>50 % klor) parafiner (SCCP), som nylig er blitt forbudt brukt i Norge, har utvist toksiske egenskaper hos mus. Dose-respons forsøk med mus viser at eksponering av SCCP fører til betydelig økt levervekt relativt sett. SCCP er meget giftig for vannlevende organismer. Stoffet er persistent og bioakkumuleres og er klassifisert som miljøskadelig og kreftfremkallende (mulig fare for kreft). Mellomkjedete klorparafiner (MCCP) er også foreslått klassifisert som miljøskadelige basert på at de er giftige for akvatiske organismer, lite nedbrytbare og bioakkumulerende. Til tross for relativt få publiserte studier konkluderer Tomy (Tomy et al., 1998) som følger i sin oversikt av miljøegenskaper og toksikologi av SCCP: Sammenlignet med andre halogenerte organiske forbindelser som f.eks. PCB og klorerte pesticider, viser SCCP færre akutt og kronisk toksiske effekter. SCCP har lavere reproduksjons- og embryotoksisk virkning på pattedyr og fugler. SCCP induserer ikke CYP450 1A1 type MFO enzym systemet. SCCP og mulige oksidative nedbrytningsprodukter (OH- or COOH-substituerte klorparafiner) viser ingen strukturell likhet med stoffer som virker forstyrrende på de endokrine hormon-systemer som for eksempel hydroxy-PCB eller alkylfenoler. I motsetning til andre klorerte alifatiske eller aromatiske forbindelser så har man foreløpig ikke funnet immunotoksiske eller nevrotoksiske effekter. For å vurdere subletale toksiske effekter trenger man mer informasjon som ideelt sett burde tatt hensyn til strukturforskjellene i de mange tusen enkelforbindelser i den komplekse SCCP blandingen. SCCP er klassifisert som kreftfremkallende.

I EUs Risk assessment report (European Commission, 2000) konkluderes det med at SCCP (med hensyn på visse bruksområder) utgjør en risiko for det akvatiske miljøet og gir effekter via næringskjeden (secondary poisoning). Det konkluderes videre at SCCP-nivået i miljøet ikke utgjør noen signifikant risiko for human helse. Denne risikovurderingen er under revisjon. Atmosfærisk langtransport ansees som vesentlig for den globale spredningen av SCCP og er ansvarlig for forekomsten av SCCP i den arktiske næringskjeden. Bruken av SCCP har gått betydelig ned de siste årene. Det at man fortsatt finner SCCP i miljøet styrker antagelsen om at stoffene er persistente, bioakkumulerende og/eller tilføres ved langtransport. Her pågår det utredningsarbeid innen EU. Det er mye som tilsier at SCCP blir klassifisert som PBT stoff (Persistent Bioaccumulative Toxic) utfra EUs kriterier.

4 Utvalg av prøver

4.1 Materiale

Det er samlet inn 10 plasmaprøver fra gravide kvinner fra Bodø, Nordland og 10 prøver fra Taimyr, Russland, basert på de pågående AMAP-studier i Norge og den russiske PTS-studien hos urbefolkningsgrupper i de russiske nordområdene. Inklusjonskriterier var alder 20-35 år og en tidligere fødsel. I Bodø var det norsk befolkning, i Taimyr var det urbefolkning av Dolgan-Nenets avstamming (Figur 1). Ingen av stedene har kjent lokal eksponering av de aktuelle miljøgiftene. Med disse kriteriene ble det valgt 10 fortløpende plasmaprøver fra

prøvesamlingen til analysene. Prøvene er samlet i tidsrommet august – desember 2002 på begge steder. All metodikk i forbindelse med prøveinnsamling, bearbeiding, lagring og forsendelse er standardisert innenfor AMAP`s QA/QC standard. Etiske godkjenninger foreligger fra de regionale etiske komiteer begge steder.

5 Kjemisk analyse

5.1 Opparbeidelse

Prøveopparbeidelse og analyse ble gjennomført etter internstandardmetoden. Det betyr at til alle prøvetyper ble det tilsatt et sett av relevante merkede internstandarder for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse. De samme forbindelser ble senere benyttet som intern standard ved kvantifiseringen. Prøveresultatene blir automatisk korrigert for eventuelle tap under ekstraksjon og opparbeidelse. Etter ekstraksjon ble prøvene renset ved gelpermeasjonskromatografi og svovelsyrebehandling. Før kvantifisering ble ekstraktet oppkonsentrert og tilsatt gjenvinningsstandard.

Alle plasmaprøver ble ekstrahert med heksan/metyl-tert-butyleter i en væskevæske ekstraksjonsmetode hvor HCl ble benyttet til denaturering av proteiner (Hovander et al., 2000). Denne metoden ble benyttet for effektiv ekstraksjon av de fenoliske forbindelsene i tillegg til de upolare forbindelsene. Prøvene ble videre opprenset og fraksjonert i en fenolisk og ikke fenolisk fraksjon ved hjelp av florisil kolonner (Sandanger et al., 2004). De fenoliske forbindelsene ble metylert før gasskromatografiske (GC) analyser i henhold til metode (Sandau et al., 2000).

5.2 Kvantifisering

De fleste forbindelsene ble kvantifisert ved hjelp av GC tilkoblet et lavoppløselig massespektrometer (LR-MS). Unntaket var PBDE-209, SCCP, PFOS og HBCD. PBDE-209 og CP ble analysert ved hjelp av høyoppløselig massespektrometri (HR-MS), mens HBCD og de perfluorerte forbindelsene ble analysert med væskekromatografi kombinert med massespektrometri (LC-MS).

Analysekvaliteten og analyseusikkerheten for de fleste av disse komponentene blir testet ved hjelp av deltakelse i inter-kalibreringer. Resultatene har vært gode. Når det gjelder flere av disse komponentene er derimot metodikken stadig under utvikling og måleusikkerheten er noe høyere for disse komponentene. Det estimeres at måleusikkerheten for PCP, Pentakloranisol og TBBPA ligger mellom 30 og 40%. For SCCP og PFOS ligger måleusikkerheten mellom 30 og 50 %. Dette er noe høyere enn for PCB og pesticider hvor måleusikkerheten ligger rundt 20 %. Analyser av HBCD må betraktes som semikvantitative. Ved vurdering av tids- eller geografiske trender bør man ta hensyn til denne måleusikkerheten som er høyere enn for pesticid- eller PCB-analyser. Full oversikt over analyserte substanser er vist i Tabell 3.

Tabell 3. Analyserte forbindelser i studien med forkortelse, fullt navn og CAS-nummer.

Forkortelse	**Kjemisk navn**	**CAS-nummer**
PCB28	2,4,4'-triklorbifenyl	7012-37-5
PCB52	2,2',5,5'-tetraklorbifenyl	35693-99-3
PCB99	2,2',4,4',5-pentaklorbifenyl	38380-01-7
PCB101	2,2',4,5,5'-pentaklorbifenyl	37680-73-2
PCB105	2,3,3',4,4'-pentaklorbifenyl	32598-14-4
PCB118	2,3',4,4',5-pentaklorbifenyl	31508-00-6
PCB126	2',3,4,4',5-pentaklorbifenyl	57465-28-8
PCB128	2,2',3,3',4,4'-heksaklorbifenyl	38380-07-3
PCB138	2,2',3,4,4',5'-heksaklorbifenyl	35065-28-2
PCB149	2,2',3,4',5',6-heksaklorbifenyl	38380-04-0
PCB153	2,2',4,4',5,5'-heksaklorbifenyl	35065-27-1
PCB156	2,3,3',4,4',5-heksaklorbifenyl	38380-08-4
PCB163	2,3,3',4',5,6-heksaklorbifenyl	74472-44-9
PCB169	3,3',4,4',5,5'-heksaklorbifenyl	32774-16-6
PCB170	2,2',3,3',4,4',5-heptaklorbifenyl	35065-30-6
PCB180	2,2',3,4,4',5,5'-heptaklorbifenyl	35065-29-3
PCB183	2,2',3,4,4',5',6-heptaklorbifenyl	52663-69-1
PCB187	2,2',3,4',5,5',6-heptaklorbifenyl	52663-68-0
PCB194	2,2',3,3',4,4',5,5'-oktaklorbifenyl	35694-08-7
PBB52	2,2’,5,5'-tetrabromobifenyl	59080-37-4
PBB49	2,2’,4,5'- tetrabromobifenyl	60044-24-8
BDE-28	2,4,4’-tribromdifenyleter	46690-94-0
BDE-47	2,2’,4,4’-tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-71	2,3’,4’,6- tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-77	3,3',4,4'-tetrabromdifenyleter	40088-49-9
BDE-99	2,2’,4,4’,5-pentabromdifenyleter	32534-81-9
BDE-100	2,2’,4,4’,6-pentabromdifenyleter	32534-81-9
BDE-138	2,2’,3,4,4’,5’-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-153	2,2’,4,4’,5,5’-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-154	2,2’,4,4’,5,6’-heksabromdifenyleter	36483-60-0
BDE-183	2,2’,3,4,4’,5’,6-heptabromdifenyleter	68928-80-3
BDE-209	Dekabromdifenyleter	13654-09-6
α-HBCD	α-heksabromsyklododekan	25637-99-4
β-HBCD	β- heksabromsyklododekan	25637-99-4
γ-HBCD	γ- heksabromsyklododekan	25637-99-4
TBBPA	Tetrabrombisfenol A	79-94-7
o,p'-DDE	O,p’-Dichlorodiphenyldichloroethylene	3424-82-6
p,p'-DDE	P,p'-Dichlorodiphenyldichloroethylene	72-55-9
o,p'-DDD	2,4'-Dichlorodiphenyldichloroethane	53-19-0
o,p'-DDT	o,p'-Dichloro-1,1-diphenyl-2,2,2-trichloroethane	789-02-6
p,p'-DDD	P,p'-Dichlorodiphenyl dichloroethane	72-54-8

Forkortelse	Kjemisk navn	CAS-nummer
p,p'-DDT	P,p'-Dichlorodiphenyltrichloroethane	50-29-3
Dicofol	1,1-Bis-(p-chlorophenyl)-2,2,2-trichloroethanol	115-32-2
□-HCH	1a,2a,3b,4a,5b,6b-hexachlorocyclohexane	319-84-6
□-HCH	1a,2b,3a,4b,5a,6b-hexachlorocyclohexane	319-85-7
□-HCH	1α,2α,3β,4α,5α,6β-hexaklorsykloheksan	58-89-9
HCB	Heksaklorbensen	118-74-1
PCP	Pentaklorfenol	87-86-5
pentakloranisol	Pentakloranisol	1825-21-4
Heptaklor	3,4,5,6,7,8,8a-Heptachlorodicyclopentadiene	76-44-8
heptaklorepoksid	Heptaklorepoksid	1024-57-3
trans-klordan	trans-klordan	5103-74-2
cis-klordan	cis-klordan	5103-71-9
trans-nonaklor	trans-nonaklor	39765-80-5
cis-nonaklor	cis-nonaklor	5103-73-1
oksyklordan	Oksyklordan	27304-13-8
Mirex	Perchloropentacyclodecane	2385-85-5
Endosulfan	Endosulfan	115-29-7
Triklosan	5-Klor-2-(2,4-diklorfenoksy)-fenol	3380-34-5
SCCP	Kortkjedete klorerte parafiner	85535-84-8
PFBS	Perfluorbutansulfonat	29420-49-3
PFHxS	Perfluorheksansulfonat	432-50-7
PFOS	Perfluoroktansulfonat	2795-39-3
PFDcS	Perfluordekansulfonat	67906-42-7
PFHxA	Perfluorheksansyre	307-24-4
PFHpA	Perfluorheptansyre	375-85-9
PFOA	Perfluoroktansyre	335-67-1
PFNA	Perfluornonansyre	375-95-1
PFDcA	Perfluordekansyre	335-76-2
PFUnA	Perfluorundekansyre	2058-94-8
PFDoA	Perfluordodekansyre	307-55-1
PFTeA	Perfluortetradekansyre	376-06-7
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid	4151-50-2
DH-PFDcA	2H,2H-Dihydroperfluordekansyre	
TH-PFOS	1H,1H,2H,2H-Tetrahydroperfluoroktansulfonat	

6 Resultater

6.1 PCB-gruppen

PCB-nivåene påvist i dette studiet er generelt lave både i de norske og russiske prøvene. Tabell 4 viser medianverdier og variasjonsbredde for de enkelte congenere i pg/ml plasma. Av de mest markante congenere nevnes 99, 118, 138, 153 og 180. En viss geografisk forskjell kan påvises, uten at det er relevant med p-verdier med dette antall prøver.

Tabell 4. *Utvalgte PCB-congenere, pg/ml plasma, Norge (n=10) og Russland (n=10), median og variasjonsbredde. <x indikerer at nivåene var mindre enn angitt deteksjonsgrense.*

Congener	Norge	Russland
28	<10 (<10-13)	<8
52	<6 (<6-14)	<6 (<6-17)
99	19 (6-76)	100 (48-294)
101	<5 (<5-33)	<5
105	10 (<10-72)	35 (<10-111)
118	35 (9-69)	135 (60-299)
126	<5	<5
128	<5	<5
138/163	87 (48-262)	118 (53-284)
149	<5	<5
153	116 (60-298)	232 (77-509)
156	10 (<6-33)	<6
170	15 (<15-80)	<15(<15-107)
180	119 (63-172)	58 (29-145)
183	14 (<5-24)	<5
187	32 (<6-50)	<8 (<8-56)
194	17 (<10-36)	<10

6.2 Pesticider

En detaljert presentasjon av de enkelte analyserte pesticider er presentert i Tabell 5, median og variasjonsbredde, pg/ml plasma. Det framgår at β-HCH nivåene er svært mye høyere i Russland enn i Norge. Det samme gjelder de fleste av stoffene i DDT-gruppen. For de andre ”klassiske” miljøgifter er det mindre forskjeller. Interessant er det at Dicofol og Endosulfan ikke er påvist i noen av prøvene.

Tabell 5. *Pesticidnivåer i norske og russiske plasmaprøver, pg/ml plasma, n=10 i begge grupper. Median og variasjonsbredde er angitt.*

Pesticid	Norge, Median (variasjonsbredde)	Russland, Median (variasjonsbredde)
***o,p'*-DDE**	<10	97 (137-149)
***p,p'*-DDE**	401 (158-549)	2356 (1512-9566)
***o,p'*-DDD**	11 (<8-25)	62 (DL-291)
***o,p'*-DDT/*p,p'*-DDD**	<10	<8
***p,p'*-DDT**	15 (6-20)	258 (98-839)
dicofol	<40	<40
α-HCH	<10	<10
β-HCH	55 (30-70)	2392 (493-3436)
γ-HCH	<10	<8
HCB	46 (30-69)	282 (79-695)
heptachlor	<10	<10
heptachlorepoxide	8 (<5-15)	12 (<5-27)
***trans*-chlordane**	<6	<6
***cis*-chlordane**	<6 (<6-8)	<6
***trans*-nonachlor**	22 (<4-37)	14 (6-39)
***cis*-nonachlor**	4 (<3-8)	4 (<3-10)
oxy-chlordane	15 (6-36)	23 (11-48)
mirex	5 (<4-10)	<4
endosulfan	<40	<40

6.3 Bromerte flammehemmere

BDE-47 var mest framtredende av alle PBDE og den ble påvist i alle 20 prøvene, se Tabell 6 for fullstendig oversikt. I de norske prøvene ble BDE-153 påvist i 90 %, BDE-99 i 80 % og BDE-100 i 60 % av prøvene. I de russiske prøvene var nivåene lavere; BDE-153 ble påvist i 30 % og BDE-99 i 10 % av prøvene. BDE-100 ble ikke funnet i de russiske prøvene. BDE-209 ble ikke funnet i noen av prøvene. Disse forskjellene indikerer at det er høyere nivåer i de norske prøvene fra Bodø, sammenlignet med de russiske fra Taimyr. De absolutte nivåene var lave og i henhold til hva som tidligere er presentert i europeiske land. Lipidbasert mediannivå av BDE-47 var 1.9 ng/g lipider og 1.2 ng/g lipider i henholdsvis de norske og russiske prøvene.

Tabell 6*. PBDE/PBB i plasma fra norske og russiske gravide kvinner, n=10, pg/ml plasma. Median og variasjonsbredde.*

Congener	Norge, Median (variasjonsbredde)	Russland, Median (variasjonsbredde)
PBB-49	<2	<2
PBB-52	<2	<2
BDE-28	<2	<2 (<2-4)
BDE-47	12 (3-64)	10 (3-24)
BDE-71	<3	<3)
BDE-77	<2	<2
BDE-99	8 (<4-24)	<4 (<4-14)
BDE-100	3 (<2-20)	<2
BDE-138	<3 8<3-5)	<3
BDE-153	6 (<2-11)	<2 (<2-3)
BDE-154	<3	<3
BDE-183	<4 (<4-7)	<4
BDE-209	<90	<90

6.4 HBCD

HBCD ble påvist i mer enn halvparten av prøvene, men i flertallet av disse prøvene var nivåene svært nær deteksjonsgrensen. Forskjellene er derfor for små og måleusikkerheten for stor til å kunne si noe om det er signifikante forskjeller i de norske og russiske prøvene. Det er heller ikke mulig å si noe om forskjeller i isomerfordelingen. I en av de norske og en av de russiske prøvene ble det funnet nivåer som var betraktelig høyere enn de andre prøvene, noe som også gjør at medianverdien ikke er helt representativ, se Tabell 7.

Tabell 7*. HBCD i plasma fra norske og russiske gravide kvinner, n=10, pg/ml plasma. Median og variasjonsbredde.*

	Norge Median (variasjonsbredde)	Russland Median (variasjonsbredde)
α-HBCD	19 (<11-345)	21 (<11-51)
β-HBCD	7 (5-343)	8 (<5-126)
γ-HBCD	23 (7-317)	33 (13-160)

6.5 TBBPA

TBBPA ble ikke funnet i noen av de russiske prøvene, mens den ble funnet i 40 % av de norske prøvene, se Tabell 8.

Tabell 8. *TBBP-A i plasma fra norske og russiske gravide kvinner, n=10, pg/ml plasma. Median og variasjonsbredde.*

	Norge **Median (variasjonsbredde)**	**Russland** **Median (variasjonsbredde)**
TBBP-A	<7 (<7-18)*	<7

**Absolutte verdier: 6x <7, 8, 10, 10, 18*

6.6 PFAS

PFAS ble påvist i 70 % av både de norske og russiske prøvene og var dermed den komponenten som ble funnet i flest prøver, se Tabell 9. For PFOS var det tydelige forskjeller i isomer fordelingen, noe som vil være svært interessant å studere nærmere. For blant annet PFUnA og PFOSA var det spor etter forbindelsene i prøvene, men ikke over DL. Større prøvemengder vil sannsynligvis kunne gi kvantifiserbare mengder. Det samme gjelder PFHxA og PFHpA. PFOA var tilstede i blindprøvene og dette var med på å øke deteksjonsgrensene. Med større prøvemengde vil det være mulig å bestemme denne mer eksakt i fremtidige studier. Median nivåer av PFOS var 3.7 og 1.6 ng/g plasma i henholdsvis de norske og russiske prøvene.

6.7 PCP

PCP ble påvist i alle prøver med unntak av 2 norske, der det var interferens i isotop forholdet, slik at de ikke kunne kvantifiseres eksakt. Det er ikke noen grunn til å tro at PCP ikke var tilstede i disse prøvene også. Nivåene ser ut til å være sammenlignbare i de norske og russiske prøvene. Median nivå var 782 (339-1123) og 990 (229-1723) pg/g plasma i henholdsvis de norske og russiske prøvene.

6.8 Pentakloranisol

Pentakloranisol ble enten ikke funnet eller påvist i svært lave nivåer i alle prøver.

6.9 Kortkjedete klorerte parafiner (SCCP)

Resultatene for de kortkjedete klorparafinene er rapportert som summen av 10-13 karbonkjeder med 5 – 10 kloratomer. Ved kvantifiseringen er de også kvantifisert som sum, noe som gir større usikkerhet. I 13 av 20 prøver lå også nivåene under deteksjonsgrensene, og

for de resterende var de nær denne. Høyeste enkeltverdi i den norske gruppen 7.2 ng/ml plasma, i den russiske gruppe 2.0 ng/ml plasma.

Tabell 9. *PFAS i plasmaprøver fra norske og russiske gravide kvinner, ng/g plasma, median og variasjonsbredde, n=10 i begge grupper.*

	Norge, Median (variasjonsbredde)	**Russland Median (variasjonsbredde)**
DH-PFDcA	<0.04	<0.04
TH-PFOS	0.1 (<0.04-0.2)	0.1 (<0.04-0.2)
PFOSA	<0.01	<0.01 (<0.01-0.03)
PFBS	<0.04	<0.04
PFHxS	0.6 (<0.06-1.5)	0.2 (0.1-0.4)
PFOS	3.7 (<0.03-9.5)	1.6 (<0.04-2.8)
PFDcS	<0.04	<0.04
PFHxA	<0.7	<1.1
PFHpA	<0.9	<1.0
PFOA	6.8 (<1.3-64.9*)	9.9 (<2.3-48.7*)
PFNA	0.4 (<0.05-1.1)	0.8 (0.2-1.7)
PFDcA	<0.1 (<0.1-0.3)	<0.1 (<0.1-0.3)
PFUnA	<0.2	<0.2
PFDoA	<0.2	<0.2
PFTeA	<0.5	<0.5

** Dette er tall som er semikvantitative.*

7 Diskusjon og konklusjon

Vi plikter å gjøre oppmerksom på at det dreier seg om en innledende undersøkelse med et meget begrenset prøveantall og prøveutvalg. Man må derfor være forsiktig med fortolkning av resultatene og man kan ikke trekke noen endelige konklusjoner. Prøvemengden som var tilgjengelig var også begrenset (<8 ml plasma) slik at enkelte av komponentene fikk forhøyede deteksjonsgrenser.

7.1 Polyklorerte bifenyler (PCB)

En større diskusjon om PCB-nivåene er ikke hovedfokus for denne rapporten. PCB-nivåene påvist i dette studiet er generelt lave både i de norske og russiske prøvene. Den nylig publiserte miljøgift-studien av russiske urfolksgrupper i nordområdene reiser imidlertid mange problemstillinger rundt kliniske effekter, for eksempel at det fødes flere jenter enn gutter i områder med høyere PCB-nivåer, slik som på Chukotka (AMAP 2003).

7.2 Pesticider

Slik som tidligere påvist (AMAP 2003) er β-HCH nivåene svært mye høyere i Russland enn i Norge, med lokal kontaminasjon som en viktig årsak. Det samme gjelder DDT-gruppen der det, som i tidligere studier, finnes betydelig høyere konsentrasjoner av *p,p'*- DDE og DDT i de russiske prøvene.

7.2.1 Dicofol

Dicofol ble ikke påvist i noen av prøvene i denne studien. Noe av grunnen til dette kan være at deteksjonsgrensene for Dicofol er følsomme for lite prøvevolum (sammenlignet med for eksempel *p,p'*-DDT). I de norske prøvene hvor *p,p'*-DDT ble påvist var samtlige nivåer under 40 pg/g plasma som var deteksjonsgrensen for dicofol. I de russiske prøvene derimot lå *p,p'*-DDT nivåene mellom 100 og 840 pg/g plasma uten at det ble påvist detektert dicofol i noen av disse prøvene. Sammenlignet med *p,p'*-DDT ser derfor dicofol ikke ut til å være ett problem i de russiske prøvene.
Det har vært vanskelig å finne informasjon om forekomst av dicofol i miljøprøver som det er naturlig å sammenligne våre resultater med. I alle prøvene våre har konsentrasjonene vært lave og i hovedsak langt lavere enn for DDT. Vår konklusjon er derved at det ut fra våre resultater ikke ser ut som dicofol er noe miljøproblem i de kystområder der vi har våre prøver fra.

7.2.2 Endosulfan

Endosulfan ble ikke påvist i noen av prøvene, i motsetning til studier fra New Zealand og Japan, der det er rapportert nivåer i menn fra New Zealand fra 6.6 til 7.2 µg/L plasma, eksponert gjennom arbeid (Arrebola et al., 2001); og en japansk studie der det ble påvist endosulfan i 90 % av 32 gravide kvinner med et gjennomsnittsnivå på 2.9 ng/L plasma (Fukata et al., 2005). De japanske nivåer er lavere enn våre deteksjonsgrenser slik at vi må ha større plasmavolum for å kunne bestemme slike nivåer.

7.3 Polybromerte difenyletere (PBDE)

Som beskrevet var BDE-47 mest framtredende i denne stoffgruppen, påvist i alle 20 prøvene. I de norske prøvene ble videre BDE-153 påvist i 90 %, BDE-99 i 80 % og BDE-100 i 60 % av prøvene. I de russiske prøvene ble BDE-153 påvist i 30 % og BDE-99 i 10 % av prøvene. BDE-209 (”DecaBDE”) ble ikke påvist i noen av prøvene, noe som også skyldes forhøyet deteksjonsgrense for denne komponenten, grunnet lavt prøvevolum. Disse forskjellene indikerer at det er høyere nivåer i de norske prøvene fra Bodø, sammenlignet med de russiske fra Taimyr. De absolutte nivåene var lave og i henhold til hva som tidligere er presentert i europeiske land. Median nivået av BDE-47 var 1.9 ng/g lipider og 1.2 ng/g lipider i henholdsvis de norske og russiske prøvene. Til sammenligning ble det funnet 1.3 ng/g lipider hos kvinner i alderen 25 - 59 år og 2.5 ng/g lipider hos kvinner mellom 15 og 24 år i prøver fra 1999 (Sandau et al., 2000,Thomsen et al., 2002a). Nivåene av BDE-47 er mye høyere i USA hvor plasmaprøver fra 2000-2002 har et median nivå på 34 ng/g lipider (Sjodin et al., 2004). For BDE-209 må det innhentes større prøvemengder for med sikkerhet å kunne bestemme nivåene av denne.

Denne og andre undersøkelser dokumenterer at særlig ”pentaBDE”-blandingen (med bl.a. indikatorforbindelsen 2,2’,4,4’-tetrabromdifenyleter, eller BDE-47) finnes i miljøet og i organismer høyt oppe i næringskjeden inkludert mennesker. Denne gruppen forbindelser er giftig for akvatiske organismer, de er svært lite nedbrytbare og kan forårsake langtidsvirkninger i vannmiljøet og i næringskjeden. PentaBDE kan videre gi kroniske helsevirkninger. De toksiske effektene av PBDE regnes for å være lavere enn for PCB, men vil komme som en tilleggsbelastning sammen med annen type forurensning. En additiv toksisk effekt vil kunne forventes av disse stoffene. Det ble ikke detektert verken BB52 eller BB49 i noen av prøvene og dette var som forventet.

7.4 Heksabromsyklododekan (HBCD)

HBCD ble påvist i mer enn halvparten av prøvene, men i flertallet av disse prøvene var nivåene svært nær deteksjonsgrensen. Forskjellene er derfor for små og måleusikkerheten for stor til å kunne si noe om det er signifikante forskjeller i de norske og russiske prøvene. Det er heller ikke mulig å si noe om forskjeller i isomerfordelingen. I en av de norske og en av de russiske prøvene ble det funnet nivåer som var betraktelig høyere enn de andre prøvene, noe som indikerer at HBCD kan forekomme i mennesker. HBCD er tidligere også påvist i brystmelk fra norske kvinner (Thomsen, 2003). I en europeisk studie ble den bare funnet i en plasma prøve av 47 prøver totalt. Konsentrasjonen i denne prøven var 63 pg/g blod, noe som tilsvarer ca 120 pg/g plasma (WWF DETOX campaign). Denne forbindelsen bør undersøkes videre med større prøvemengder og større utvalg for å kunne si noe sikkert om fordeling i nivåer og forskjeller i isomerfordeling.

7.5 Tetrabrombisfenol A (TBBPA)

TBBPA ble ikke påvist i noen av de russiske prøvene, mens den ble funnet i 40 % av de norske prøvene. De nivåene som ble påvist var all i nærheten av LOD, og dermed høyst

usikre. TBBPA er tidligere påvist i norske plasma prøver fra både kvinner og menn, hvor det ble påvist høyere nivåer (Thomsen et al., 2002b).

På bakgrunn av dens utstrakte bruk, dens påviste toksiske effekter og det begrensete antallet undersøkte prøver bør denne forbindelsen fortsatt overvåkes.

7.6 Perfluoralkyl stoffer (PFAS)

PFOS ble påvist i 70 % av både de norske og russiske prøvene og var dermed den komponenten som ble detektert i flest prøver. Nivåene så ut som de var høyere i de russiske prøvene, men med dette utvalget er det ikke mulig å si om denne forskjellen er signifikant. For PFOS var det tydelige forskjeller i isomer fordelingen, noe som vil være svært interessant å studere nærmere. For blant annet PFUnA og PFOSA var det spor etter forbindelsene i prøvene, men ikke over LOD. Større prøvemengder vil sannsynligvis kunne gi kvantifiserbare mengder. Det samme gjelder PFHxA og PFHpA. PFOA var tilstede i blindprøvene og dette var med på å øke deteksjonsgrensene. Med større prøvemengde vil det være mulig å bestemme denne mer eksakt i fremtidige studier. Median nivåer av PFOS var 2.3 og 6.5 ng/g plasma i henholdsvis de norske og russiske prøvene. Dette er lavere enn hva som er detektert i kvinner fra USA (28.9 ng/g plasma) og Polen (33.8 ng/g plasma) (Kannan et al., 2004). Nivåene er mer sammenlignbare med det som ble påvist i Italia (3.5 ng/g plasma), Belgia (10.4 ng/g plasma og India (2.5 ng/g plasma) (Kannan et al., 2004).
Analyseusikkerheten ved bestemmelse av PFAS er fortsatt stor med en usikkerhet på 30 – 50 %. Dette gjør sammenligning av tallene vanskelig. Det som er sikkert er at disse komponentene finnes i mennesker i relativt store mengder sammenlignet med andre typer miljøgifter. Noe som kompliserer effektstudier er selvsagt at denne stoffgruppen ikke er distinkt fettløselig eller vannløselig, som de fleste andre miljøgifter.

Denne studien tyder på at perfluoralkylerte forbindelser er «allestedsværende» i norske kystområder (særlig PFOS) og bekrefter i så måte resultatene fra de nordiske og andre undersøkelser som tyder på at denne gruppe forbindelser har en global spredning.

7.7 Pentaklorfenol (PCP)

PCP ble påvist i alle prøver med unntak av 3 norske hvor det var interferens i isotop forholdet, slik at de ikke kunne kvantifiseres eksakt. Det er ikke noen grunn til å tro at PCP ikke var tilstede i disse prøvene også. Nivåene ser ut til å være sammenlignbare i de norske og russiske prøvene. Median nivå var 750 og 900 pg/g plasma i henholdsvis de norske og russiske prøvene. Dette ser ut til å være litt lavere enn hva som er funnet i maternelle plasmaprøver fra Sverige hvor median nivå ble rapportert til 2830 pg/g plasma (Guvenius et al., 2003

7.8 Pentakloranisol

Prøvene hadde enten ingen påvisbare mengder av pentakloranisol eller svært lave nivåer. Ingen av nivåene var over tre ganger høyere enn deteksjonsgrensen. Av de påviste nivåer var 2 pg/g plasma det høyeste. Sammenlignet med PCP er dette svært lavt og denne forbindelsen ser derfor ikke ut til å være ett problem i humane prøver. Pentakloranisol er påvist i like

mengder eller høyere i enkelte typer fisk i en stor svensk undersøkelse av PCP og pentakloranisol (IVL rapport B1474, 2002).

7.9 Kortkjedete klorerte parafiner (SCCP)

Resultatene for de kortkjedete klorparafinene er rapportert som summen av 10-13 karbonkjeder med 5 – 10 kloratomer. Ved kvantifiseringen er de også kvantifisert som sum, noe som gir større usikkerhet. I 13 av 20 prøver lå også nivåene under deteksjonsgrensene, og for de resterende var de nær denne. Tallene kan derfor mest regnes som en indikasjon på nivå, uten at de eksakte verdier kan bedømmes med sikkerhet. Prøvemengden for denne komponentgruppen er i minste laget og for fremtidige analyser og for sikker bestemmelse må større plasmamengder innhentes.
I denne sammenheng er det også vesentlig å nevne at EUs ”worst case” scenario for human opptak overstiger WHOs veiledende grenseverdi (WHO 1996 og WHO-ECEH 2002). De høye nivåer man finner i naturen gjør at man bør være oppmerksom på denne stoffgruppen som en viktig miljøgift.

7.10 Konklusjoner

Det skal ikke trekkes sikre konklusjoner av en pilotstudie, men indikasjoner på nivåer kommer klart fram. Resultatene for de ”klassiske” stoffer, slik som PCBer, DDT-gruppen og HCH-gruppen bekrefter tidligere rapporter fra nordområdene; relativt lave PCB-nivåer, betydelig høyere nivåer av DDT-gruppen og β-HCH i de russiske prøver. Dette er relatert til global og lokal eksponering og tilgang til menneskekroppen gjennom dietten. Resultatene for de ”nye”miljøgiftene i denne studien peker mot at den humane eksponering ikke er så knyttet til diett og næringskjeden som de ”klassiske” giftstoffene. De viktige ”nye” stoffgruppene, som de bromerte flammehemmerne, har høyere nivåer i de norske enn de russiske prøvene. Dette kan tyde på en ”sivilisasjonseffekt”, med eksponering for produkter i dagliglivet og i hjemmesituasjonen som ikke har med matinntaket å gjøre. Plast, isolasjonsmaterialer, tekstiler, møbelstoffer, bilseter, datautstyr og forbrenning av avfall er aktuelle eksponeringsmuligheter i det moderne bysamfunnet. Vi har i denne pilotstudien påvist en del forhold vi er forpliktet til å følge opp med videre studier av risikogrupper.

8 Referanser

AMAP 1997. Arctic Pollution Issues: A State of the Arctic Environment Report, 1997.

AMAP, 2002. Arctic Pollution 2002. ISBN 82-7971-015-9. Arctic Monitoring and Assessment Programme, 2002.

AMAP, 2003. AMAP Assessment 2002: Human Health in the Arctic. Arctic Monitoring and Assesment Programme (AMAP), Oslo, Norway. xiii+137 pp.

AMAP, 2004. Persistent Toxic Substances, Food Security and Indigenous Peoples of the North. Final Report, AMAP, 2004.

Aislabie, J.M., Richards, N.K., Bould, H.L., 1997. Microbial degradation of DDT and its residues – a review. New Zealand Journal of Agricultural Research, 40, 269-282.

Arrebola F J, Martinez Vidal J L, Fernandez-Gutierrez A. Analysis of endosulfan and its metabolites in human serum using gas chromatography-tandem mass spectrometry. J Chromatogr Sci 2001; (39): 177-182.

de Wit C A. An overview of brominated flame retardants in the environment. Chemosphere 2002; (46): 583-624.

European Commission (2000) European Union Risk Assessment Report. Vol. 4: Alkanes, C10–13, chloro-. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities (EUR 19010).

European Commission (2001) European Union Risk Assessment Report. Vol. 5: Diphenyl ether, pentabromo derivative (pentabromodiphenyl ether). Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities (EUR 19730).

Fjeld, E. Schlabach, M., Berge, J.A. Eggen, T., Snilsberg, P., Kjellberg, G., Rognerud, S. Enge, E.K., Borgen, A., Gundersen, H.. Kartlegging av utvalgte nye organiske miljøgifter - bromerte
flammehemmere, klorerte parafiner, bisfenol A og triclosan. Statlig program for forurensning. TA-2006/2004. SFT rapport 895/2004; 117 s.

Fukata H, Omori M, Osada H, Todaka E, Mori C. Necessity to measure PCBs and organochlorine pesticide concentrations in human umbilical cords for fetal exposure assessment. Environ Health Perspect 2005; (113): 297-303.

Guvenius D M, Aronsson A, Ekman-Ordeberg G, Bergman A, Noren K. Human prenatal and postnatal exposure to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, polychlorobiphenylols, and pentachlorophenol. Environ Health Perspect 2003; (111): 1235-1241.

Hovander L, Athanasiadou M, Asplund L, Jensen S, Klasson Wehler E. Extraction and cleanup methods for analysis of phenolic and neutral organohalogens in plasma. J Anal Toxicol 2000; (24): 696-703.

Inoue K, Okada F, Ito R, Kato S, Sasaki S, Nakajima S, Uno A, Saijo Y, Sata F, Yoshimura Y, Kishi R, Nakazawa H. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and related perfluorinated compounds in human maternal and cord blood samples: assessment of PFOS exposure in a susceptible population during pregnancy. Environ Health Perspect 2004; (112): 1204-1207.

IVL Rapport/report B1474, juni 2002. Screening av pentaklorfenol (PCP) i miljön; Anna Palm John Sternbeck Mikael Remberger Lennart Kaj Eva Brorström-Lundén. www.ivl.se

Kannan K, Corsolini S, Falandysz J, Fillmann G, Kumar K S, Loganathan B G, Mohd M A, Olivero J, Van Wouwe N, Yang J H, Aldoust K M. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood from several countries. Environ Sci Technol 2004; (38): 4489-4495.

Lau C, Thibodeaux J R, Hanson R G, Rogers J M, Grey B E, Stanton M E, Butenhoff J L, Stevenson L A. Exposure to perfluorooctane sulfonate during pregnancy in rat and mouse. II: postnatal evaluation. Toxicol Sci 2003; (74): 382-392.

Sandanger T M, Dumas P, Berger U, Burkow I C. Analysis of HO-PCBs and PCP in blood plasma from individuals with high PCB exposure living on the Chukotka Peninsula in the Russian Arctic. J Environ Monit 2004; (6): 758-765.

Sandau C D, Ayotte P, Dewailly E, Duffe J, Norstrom R J. Analysis of Hydroxylated Metabolites of PCBs (OH-PCBs) and Other Chlorinated Phenolic Compounds in Whole Blood from Canadian Inuit. Environ Health Perspect 2000; (108): 611-616.

SFT, 2003. Bruken av bromerte flammehemmere i produkter. Materialstrømsanalyse. TA-1947/2003. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

SFT, 2004. Bruken av Perfluoralkylstoffer (PFAS) i produkter i Norge. Materialstrømsanalyse. TA-2031/2004. Statens forurensingstilsyn, Olso.

Sjodin A, Jones R S, Focant J F, Lapeza C, Wang R Y, McGahee E E, III, Zhang Y, Turner W E, Slazyk B, Needham L L, Patterson D G, Jr. Retrospective time-trend study of polybrominated diphenyl ether and polybrominated and polychlorinated biphenyl levels in human serum from the United States. Environ Health Perspect 2004; (112): 654-658.

Thibodeaux J R, Hanson R G, Rogers J M, Grey B E, Barbee B D, Richards J H, Butenhoff J L, Stevenson L A, Lau C. Exposure to perfluorooctane sulfonate during pregnancy in rat and mouse. I: maternal and prenatal evaluations. Toxicol Sci 2003; (74): 369-381.

Thomsen, C.,Frøshaug, M.,Leknes, H., and Becher, G. Brominated flame retardants in breast milk from Norway. Organohalogen compounds, 2003, 64, 33-36.

Thomsen C, Leknes H, Lundanes E, Becher G. A New Method for Determination of Halogenated Flame Retardants in Human Milk Using Solid-Phase Extraction. J Anal Toxicol 2002a; (26): 129-137.

Thomsen C, Lundanes E, Becher G. Brominated flame retardants in archived serum samples from Norway: a study on temporal trends and the role of age. Environ Sci Technol 2002b; (36): 1414-1418.

Tomy G T, Fisk A T, Westmore J B, Muir D C. Environmental chemistry and toxicology of polychlorinated n-alkanes. Rev Environ Contam Toxicol 1998; (158): 53-128.World Health Organization (1994) Brominated diphenyl ethers. Genève (Environmental Health Criteria 162).

World Health Organization (1996) Chlorinated paraffins. Genève (Environmental Health Criteria 181).

World Health Organization (1997) Flame retardants. A general introduction. Genève (Environmental Health Criteria 192).

World Health Organization (1995) Tetrabromobisphenol A and derivatives. Genève (Environmental Health Criteria 172).

World Wildlife Fund, DETOX Campaign 2004; Appendix 3: Technical Analytical Report and Results.

Statlig program for forurensningsovervåking
Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge – en pilotstudie av "nye" miljøgifter.

Statens forurensningstilsyn (SFT)
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

Utførende institusjon	ISBN-nummer
Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), Universitet i Tromsø (UiT)	82-7655-261-7

Oppdragstakers prosjektansvarlig	Kontaktperson SFT	TA-nummer
Jon Øyvind Odland	Gunnar Futsæter	2103/2005

	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
	2005		6004093

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
SFT	UiT og SFT

Forfatter(e)
Jon Øyvind Odland, ISM, UiT; Eldbjørg Sofie Heimstad, NILU; Torkjel Manning Sandanger, NILU

Tittel - norsk og engelsk
Kartlegging av miljøgifter i humane blodprøver fra Taimyr, Russland og Bodø, Norge – en pilotstudie av "nye" miljøgifter.
Assessment of "new" contaminants in human blood samples from Taimyr, Russia and Bodø, Norway – a pilot study.

Sammendrag
En første gangs kartlegging av utvalgte "nye" kontaminanter i blodprøver fra kvinner i Bodø, Nord-Norge og Taimyr, Russland er gjennomført. Kvinnene i Bodø er norske, mens kvinnene i Taimyr, er urbefolkning av Dolgan-Nenets avstamming. Dette er en pilotundersøkelse med et begrenset antall prøver og et begrenset prøvevolum. Nivåene av polybromerte difenyletere (PBDE) var generelt lave, men flere PBDE-forbindelser var tilstede i de norske prøvene og nivåene så ut til å være høyere sammenlignet med de russiske. HBCD ble påvist i mer enn halvparten av prøvene, men i flertallet av disse prøvene var nivåene svært nær deteksjonsgrensen. TBBPA ble ikke påvist i noen av de russiske prøvene, mens den ble funnet i 40 % av de norske prøvene. PFOS ble påvist i 70 % av både de norske og russiske prøvene og var dermed den perfluorerte forbindelsen som ble funnet i flest prøver. Denne pilotstudien indikerer funn av en del "nye" kontaminanter i humant blod.

Summary
A pilot study of selected "new" contaminants in blood samples from pregnant women in Bodø (Norway, Norwegian population) and Taimyr (Russia, indigenous population) has been performed. .The levels of Polybrominated de phenylethers (PBDEs) were generally low, but higher in the Norwegian samples than in the

Russian. HCBD was detected in more than 50 % of the samples, but close to the DL. TBBPA was found in 40 % of the Norwegian samples, but not at all in the Russian samples.
PFOS was detected in 70 % of the Norwegian and Russian samples, the perfluorinated substance found in most samples. This pilot study indicates levels of some “new” contaminants in human blood.

4 emneord	4 subject words
Nye miljøgifter, gravide kvinner, blodprøver, Norge, Russland	New contaminants, pregnant women, blood samples, Norway, Russia