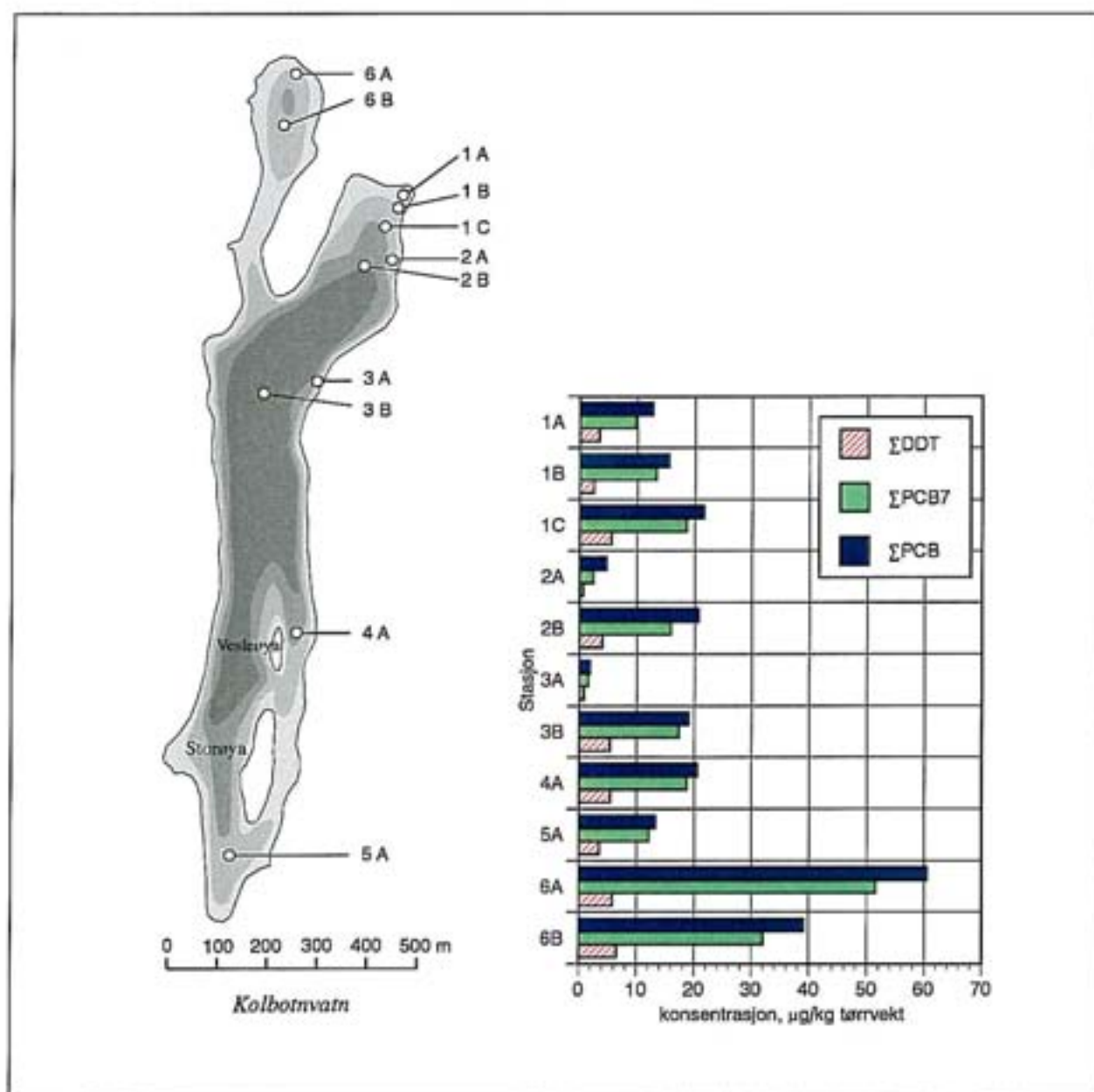


Miljøgifter i sedimenter og fisk fra Kolbotnvannet, 1998

Klororganiske forbindelser og tungmetaller



Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo	Televeien 3 4879 Grimstad	Sandvikaveien 41 2312 Ottestad	Nordnesboder 6 5008 Bergen	9015 Tromsø
Telefon (47) 22 18 51 00	Telefon (47) 37 29 50 55	Telefon (47) 62 57 64 00	Telefon (47) 55 30 22 50	Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 22 18 52 00	Telefax (47) 37 04 45 13	Telefax (47) 62 57 66 53	Telefax (47) 55 30 22 51	Telefax (47) 77 68 05 09
Internet: www.niva.no				

Titel Miljøgifter i sedimenter og fisk fra Kolbotnvannet, 1998 Klororganiske forbindelser og tungmetaller	Løpenr. (for bestilling) 4115-99	Dato 28.10.99
	Prosjektnr. Undemr. 98146	Sider Pris 24 s.
Forfatter(e) Eirik Fjeld Sigurd Øxnevad	Fagområde Miljøgifter, ferskvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Øst-Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Kolbotn kommune	Oppdragsreferanse Tore Lundgaard
-------------------------------------	-------------------------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Nivåene av utvalgte klororganiske miljøgifter og tungmetaller har blitt bestemt i overflatesedimenter og fisk fra Kolbotnvannet. Prøvene ble innsamlet i 1998. Overflatesedimentene i Kolbotnvannet er moderat til markert forurenset av utslipp av PCB. De høyeste nivåene (sum PCB7: 30–52 µg/kg) er imidlertid begrenset til «Veslebukta», noe som kan tyde på at PCB-forurensningene stammer fra utslipp i eller omkring Kolbotn sentrum eller stasjonsområdet. Det var markert forhøyde konsentrasjoner av bly, kobber, sink og nikkel i overflate-sedimentene i Kolbotnvannet sammenliknet med konsentrasjonene i dypereliggende sedimenter fra før-industriell tid. For kobber, nikkel og sink var konsentrasjonsøkningen i overflatesedimentene markert høyere enn det som ble funnet i en landsomfattende undersøkelsen. Trolig har diffus avrenning fra veitrafikk og urbane områder påvirket konsentrasjonene av tungmetaller. Analyser av blandprøver av abbor og gjedde viste at fisken hadde moderat til forhøyde nivåer av PCB (sum PCB7 henholdsvis 3,7 og 5, 6 µg/kg). Nivåene av DDT (med nedbrytningsproduktene 4,4-DDE og 4,4-DDD) lå i det øvre området av hva det kan forventes i innsjøer uten betydelige punktutslipp (1,3 og 1,6 µg). Nivåene av kvikksølv i blandprøver av abbor og gjedde var henholdsvis 0,30 og 0,37 mg Hg/kg, noe som er relativt lavt sammenliknet med nivåene i bestander med sammenliknbar gjennomsnittsstørrelse. Det tas forbehold for at blandprøver ikke er representative for gamle og store individer av de undersøkte artene.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> miljøgifter kvikksølv klororganiske forbindelser ferskvannsfisk 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> environmental pollutants mercury organochlorines freshwater fish
--	---


Eirik Fjeld
Prosjektleder


Bjørn Olav Rosseland
Forskningsleder


Nils Roar Sælthun
Forskningsjef

**Miljøgifter i sedimenter og fisk
fra Kolbotnvannet, 1998**

Klororganiske forbindelser og tungmetaller

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført for Oppedgård kommune. De kjemiske analysene av miljøgifter er gjort ved NIVAs laboratorium. Feltarbeidet er utført av Eirik Fjeld, Anja Skiple og Sigurd Øxnevad. Prøvetakningen av fisk til analyser av kvikksølv og klororganiske miljøgifter er gjort av Sigurd Øxnevad.

For oppdragsgiver har kontaktperson vært Tore Lundgaard (fungerende driftsjef v. teknisk etat). Ved NIVA har Eirik Fjeld vært prosjektleder.

Oslo, november 1999

Eirik Fjeld

Innhold

Sammendrag	4
1. Innledning	5
2. Materiale og metoder	6
2.1. Stasjonsangivelser og prøvetakning	6
2.2. Kjemiske analyser	8
2.3. Kort om utvalgte miljøgifter	9
3. Resultater og diskusjon	11
3.1. Klororganiske miljøgifter i sedimenter	11
3.2. Tungmetaller i sedimenter	14
3.3. Kvikksølv i fisk	17
3.4. Klororganiske forbindelser i fisk	18
4. Konklusjoner	20
5. Litteraturhenvisninger	21

Sammendrag

Nivåene av utvalgte klororganiske miljøgifter og tungmetaller har blitt bestemt i overflatesedimenter og fisk fra Kolbotnvannet. Prøvene ble innsamlet i 1998.

Sedimentene var moderat til markert forurenset av utslipp av PCB. De høyeste nivåene (sum PCB7: 30–52 µg/kg) er imidlertid begrenset til Veslebukta, noe som kan tyde på at PCB-forurensningene stammer fra utslipp i eller omkring Kolbotn sentrum eller stasjonsområdet. Overflatesedimentene var også markert forurenset av DDT (nedbrytningsproduktene 4,4-DDE og 4,4-DDD, konsentrasjonene lå i hovedsak i intervallet 2,5–6,5 µg/kg). Det var ingen markante lokale forskjeller i konsentrasjonene av DDT, og noe som gjør det vanskelig å antyde noen spesielle tilførselsområder eller -kilder.

Konsentrasjonene av bly, kobber, sink og nikkel i overflatesedimentene i *Kolbotnvannet* var markert forhøyet sammenliknet med konsentrasjonene i dypereliggende sedimenter fra før-industriell tid. For kobber, nikkel og sink var konsentrasjonsøkningen markert høyere enn det som ble funnet i en nylig landsomfattende undersøkelse av innsjøer med langtransporterte atmosfæriske avsetninger som viktigste forurensningskilde. Det var ingen betydelige lokale forskjeller i konsentrasjonene, noe som støtter hypotesen om at diffus avrenning fra veitrafikk og urbane områder har vært en viktig kilde til forurensningene.

Analyser av nivåene av PCB i blandprøver av abbor og gjedde (sum PCB7 henholdsvis 3,7 og 5,6 µg/kg) viste at fisken hadde moderat forhøyede verdier sammenliknet med dagens bakgrunnsnivå fra innsjøer uten lokale punktutslipp. Nivåene av DDT (med nedbrytningsproduktene 4,4-DDE og 4,4-DDD) lå i det øvre området av hva det kan forventes i innsjøer uten betydelige punktutslipp (1,3 og 1,6 µg/kg hos henholdsvis abbor og gjedde). Konsentrasjonene av PCB og DDT var imidlertid såvidt lave at de ikke skulle bety noe for spiseligheten av fisken.

Nivåene av kvikksølv i blandprøver av abbor og gjedde var henholdsvis 0,30 og 0,37 mg Hg/kg, noe som er relativt lavt sammenliknet med nivåene i bestander med sammenliknbar gjennomsnittstørrelse. Ut fra de registrerte nivåene synes abbor og gjedde ikke å bli berørt av grenseverdiene som er satt for salg av fisk til konsum (generelt: 0,5 mg Hg/kg, for gjedde: 1,0 mg Hg/kg). Det tas forebehold for at blandprøver ikke er representativt for gamle og store individer av de undersøkte artene.

1. Innledning

Kolbotnvannet har tidligere mottatt betydelige mengder forurensninger gjennom kloakktilførsler, avrenninger fra veier, jernbanevirksomhet og tettbebyggelse, samt utslipp fra industri mm. Gjennom mange år har Oppegård kommune gjennomført utbedringer av kloakk- og avløpsnett, og forurensningstilførslene er nå betydelig redusert.

Imidlertid ble det i en tidligere NIVA-undersøkelse (Faafeng *et al.* 1997) rapportert påfallende høye konsentrasjoner av miljøgiften PCB (en klororganiske forbindelse), samt høye verdier av ulike tungmetaller (sink, kobber, bly og nikkel) ved to prøvetakningsstasjoner i Kolbotnvannet (Veslebukta og dypeste punkt i hovedbassenget). Kommunen ønsket derfor en oppfølgende undersøkelse med en mer detaljert kartlegging av nivåene av disse miljøgiftene i sedimentene, for å om mulig avdekke tilførselsveiene/kildene for PCB-forurensningene og tungmetallene, samt en undersøkelse av nivåene av PCB og kvikksølv i fisk fra Kolbotnvannet.

NIVA fikk derfor i oppdrag av Oppegård kommune å analysere nye sedimentprøver fra utvalgte steder og utenfor tilløpsbekkene til Kolbotnvannet slik at eventuelle tilførselsveier for miljøgiftene kunne bli kartlagt. Da PCB og kvikksølv også oppkonsentreres i næringskjedene var det ønskelig at også nivåene i fisk ble kartlagt slik at dens spiselighet kan vurderes.

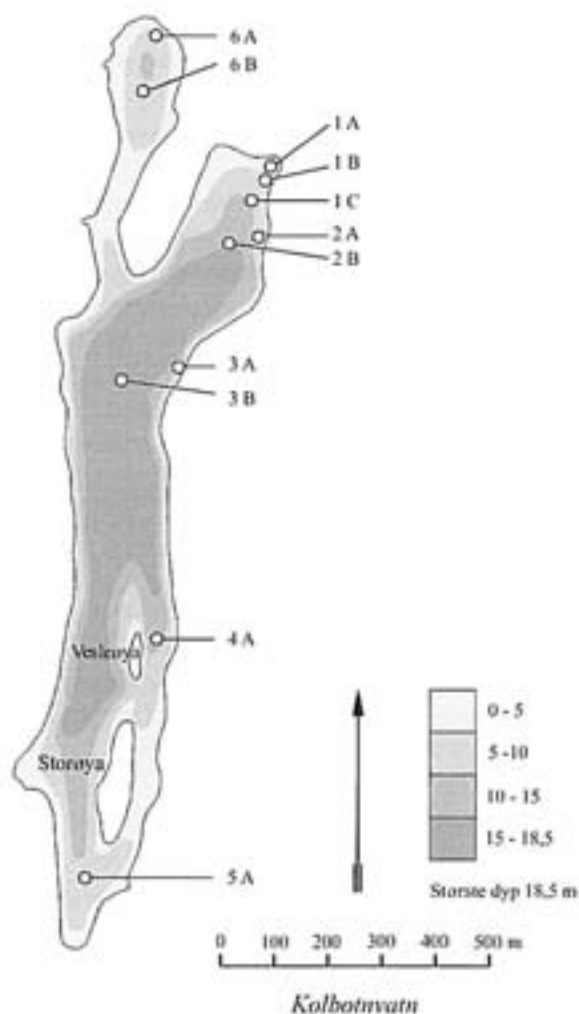
2. Materiale og metoder

2.1 Stasjonsangivelser og prøvetakning

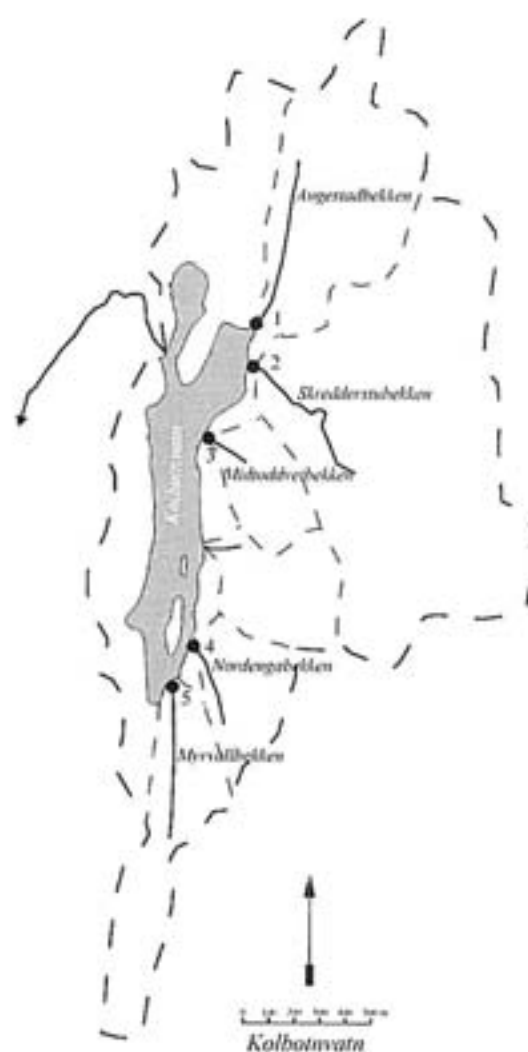
Sedimentprøvene ble hentet høsten 1998 ved hjelp av en rørbenter med en automatisk lukkemekanisme (modifisert KB-corer, Murdoch og Azecue 1995). En slik sedimenthenter består av et 75 cm langt rør i plexiglass med en indre diameter på 6,5 cm, utstyrt med vekter og en lukkemembran på toppen. Ved å forsiktig senke sedimenthenteren ned i sedimentet kan man hente opp uforstyrrede sedimentkjerner som kan skyves ut av røret ved hjelp av et stempel og seksjoneres i ulike lag. Sedimentene ble hentet opp fra ulike dyp utenfor tilløpsbekker, i nord- og sørenden av vannet, samt fra dypområdet i sentralbassenget.

I figur 1 har vi vist et dybdekart av Kolbotnvannet med prøvetakningsstasjonene inntegnet. Det ble tatt prøver av de to øvre 5 cm sjiktene (0-5 cm og 5-10 cm), men det ble analysert kun på det øvre 0-5 cm sjiktet, unntatt for prøven ved stasjon 1 B hvor begge sjiktene ble analysert. Årsaken til at denne prøven ble analysert var at prøvene her tydelig var forurenset av olje og vi ville derfor sjekke om det her var overkonsentrasjoner av andre miljøgifter. I tabell 1 er det oppgitt innsjødypet for hver prøvetakningsstasjon, samt en kort beskrivelse av sedimentets karakter (visuell bedømming).

Samme høst ble det også fisket med garn i nordenden av Kolbotnvannet for å skaffe abbor og gjedde til analyser av klororganiske miljøgifter og kvikksølv. All fisk ble transportert til NIVA like etter innfangning og hvor den ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil prøvetakning.



Figur 1. Dybdekart over Kolbotnvannet med stasjonene for sedimentprøvetakning inntegnet. Stasjonene er merket med koder fra 1A til 6B



Figur 2. Kart over Kolbotnvannet med tiløpsbekker og respektive delnedborfelt inntegnet

Tabell 1. Sedimentsjikt, prøvetakningsdyp og visuell beskrivelse av sedimentprøvene.

stasjon	sedimentsjikt, cm	innsjødyb, m	beskrivelse
1 A	0-5	4	svarte oljeaktige sedimenter, gassbobler
1 B	0-5	5	svarte oljeaktige sedimenter, gassbobler
1 B	5-10	5	svarte sedimenter, tydelig innhold av olje, gassbobler
1 C	0-5	10	grå sedimenter, ingen gass
2 A	0-5	4	svart sjikt fra 0-2 cm, brune og løse sedimenter under 2 cm, transportsedimenter?
2 B	0-5	14	grå-brune sedimenter, ingen gass
3 A	0-5	7	brune og løse sedimenter, transportsedimenter?
3 B	0-5	18	grå sedimenter, ingen gass
4 A	0-5	12	grå sedimenter, ingen gass
5 A	0-5	7	grå sedimenter, ingen gass
6 A	0-5	5	svarte sedimenter, ingen gass
6 B	0-5	5	svarte sedimenter, ingen gass

2.2 Kjemiske analyser

Analysene av klororganiske mikroforurensninger ble gjort ved NIVAs laboratorium med NIVA-metoder «H 3-3/H 3-4» (ekstraksjon og opparbeidelse av klororganiske forbindelser i sedimenter/biologisk materiale). I det følgende gis det en kortfattet metodebeskrivelse: Prøvene tilsettes en indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Konsentrasjonene oppgis på tørrvektsbasis.

Metallanalyser i sedimentprøvene ble for bly, kobber og nikkel gjort ved hjelp av atomabsorpsjon m. atomisering i grafittovn (NIVA metode E 2-1), mens det for sink ble benyttet atomabsorpsjon m. atomisering i flamme (NIVA metode E 1). Konsentrasjonene oppgis på tørrvektsbasis.

Kvikksølvanalysene i fiskekjøtt gjort ble ved kalddamp/atomabsorpsjon (NIVA-metode E 4-3, Perkin-Elmer FIMS 400). Kvikksølvkonsentrasjonene oppgis på våtvektsbasis.

All fisk ble frosset ned like etter innfangning og ble oppbevart i dypfryser (-18 °C) inntil prøvetakning. Under prøvetakningen ble fisken målt og veid, og under kontrollerte, ukontaminerte forhold ble det dissekert ut skinn- og beinfrie prøver av skjelettmuskulaturen (muskelfilet) fra hver fisk. Det ble preparert blandprøver av skjelettmuskulaturen. Hver blandprøve besto av jamnstore muskelp prøver fra flere individer. Prøvene ble lagret på glødede glass forseglet med glødet aluminiumsfolie. Alle prøvene ble oppbevart i fryser ved -18°C inntil de ble sendt til laboratoriet for analyse.

2.3 Kort om utvalgte miljøgifter

2.3.1 Klororganiske miljøgifter

Disse miljøgiftene er en stor gruppe forbindelser som generelt består av et organisk grunnkjelett (kjedede eller ringformede hydrokarboner) med en ulik grad av klorering (kjemisk substitusjon av hydrogen med klor). Svært mange av disse forbindelsene er naturfremmede eller forekommer naturlig i svært små konsentrasjoner. De kan være tungt nedbrytbare (persistente), ofte fettløselige (lipofile), og noen er kreftfremkallende, har hormonforstyrrende effekter eller har andre toksiske egenskaper. Mange plantevernmidler som tidligere var i bruk i Norge, så som DDT og Lindan, er klororganiske forbindelser. Andre klororganiske forbindelser har vært anvendt eller anvendes i industri, i mekanisk eller elektronisk utstyr, som tilsetningsstoffer i industriprodukter, eller dannet/dannes som biprodukter i industrielle prosesser. PCB, hexaklorbensen, oktaklorstyren og hexacyclohexaner er eksempler på slike klororganiske miljøgifter.

PCB (polyklorerte bifenyl) har av statens forurensningstilsyn (SFT) blitt karakterisert som et stoff som representerer et betydelig miljøproblem i Norge (Dons og Beck 1993), og er en nasjonalt prioritert miljøgift (St. melding 58, 1996-97). PCB er en gruppe klorerte hydrokarboner som er giftige, tungt nedbrytbare, opphopes i organismer og oppkonsentreres (biomagnifiseres) i næringskjeden. De er bygget opp over et grunnkjelett av bifenyl med en ulik grad av klorering. Teoretisk finnes det i alt 209 forskjellige PCB-forbindelser (kongenerer), som har svært ulike gifteffekter. Det er et miljøfremmed stoff som har lang oppholdstid i miljøet og har kroniske giftvirkninger i selv små konsentrasjoner. For en oversikt, se Knutzen (1995).

PCB har blitt satt i forbindelse med reproduksjonsforstyrrelser, atferdsforstyrrelser og nedsettelse av immunforsvaret. PCB-holdige oljer har særlig blitt benyttet som isolasjonsmiddel og kjølemiddel i elektriske utstyr som transformatorer og kondensatorer. Videre har det vært brukt i hydraulikk- og skjæreoljer, som mykgjørere i visse plast- og malingstyper, i fugemasser, i betongbelegg (bl. a. landbrukssiloer) mm. All bruk av PCB i Norge skulle i følge Nordsjødeklarasjonen ha opphørt i 1994.

Da mange av de klororganiske forbindelsene er relativt flyktige, kan de i likhet med kvikksølv spres med luftstømmer fra kildeområdene og til mer nordlige strøk hvor de avsettes (Wannia og Mackay, 1993). Slike langtransporterte atmosfæriske avsetninger kan gjenfinnes i sedimentene i norske innsjøer som er fri for lokale punktkilder av klororganiske miljøgifter (Rognérud *et al.* 1997a)

2.3.2 Kvikksølv

Kvikksølv (Hg) er et giftig metallisk grunnstoff som kan danne meget giftige organiske forbindelser slik som metylkvikksølv (CH_3Hg^+). Metylkvikksølv kan dannes ved at bakterier i vann og sedimenter metylerer uorganiske kvikksølvforbindelser. Metylkvikksølv forbinder seg til proteiner i organismene og oppkonsentreres i næringskjedene (biomagnifiseres). En regner med at mellom 95–99% av kvikksølvet i fisk foreligger som metylkvikksølv (Grieb *et al.* 1990, Bloom 1992). Metylkvikksølv kan gi motoriske og mentale forstyrrelser som følge av skader på sentralnervesystemet, særlig er utviklingen av sentral-nervesystemet til fostre følsomme for påvirkning (Grandjean *et al.* 1997).

Verdens helseorganisasjon (WHO) har fastsatt et provisorisk, tolerabelt ukeinntak av metylkvikksølv på 0,2 mg Hg/uke for en voksen person (60 kg) (JECFA, 1989). Bakgrunnen for dette er erfaringen for at den tidligste langtidseffekten hos voksne opptrer etter langtids daglig inntak på 3–7 mg/kg kroppsvekt. Ved dette inntaket opptrer effekter på perifere nerver med parestesier (prikking og nummenhet i hud/lemmer) hos ca 5% av voksne individer. En sikkerhetsfaktor på 10 som skal ta hensyn til individuelle forskjeller i følsomhet er lagt inn i beregningsgrunnlaget for det antatt tolerable ukeinntaket (0,2 mg Hg/uke). Nyere undersøkelser viser effekter på barns kognitive og psykomotoriske utvikling ved eksponering på fosterstadiet hvor mors inntak ligger lavere enn nivået som er ansett som sikre for voksne personer (Grandjean *et al.* 1998, Mutura *et al.* 1999a og 1999b).

Som en del av et felles EU-reglement er det blitt innført grenser på konsentrasjoner på kvikksølv i fisk beregnet for salg til konsum. I følge dette reglementet skal konsentrasjonene i fisk ikke overstige 0,5 mg Hg/kg, men for gjedde (som det antas konsumeres mindre av) er grensa satt til 1,0 mg Hg/kg.

I og med at de største innenlandske kildene til kvikksølvforurensning i dag er fjernet står de atmosfæriske langtransporterte forurensningene tilbake som et viktig kilde. De menneskeskapte utslippene til luft stammer særlig fra kullfyrte kraftverk, smelteverk-industri og søppelforbrenning. Atmosfærisk langtransport av kvikksølv og andre mikroforurensninger har forårsaket betydelig kontaminering av jordsmonn og innsjøer i regioner fjernt fra kildeområdene (Rognerud og Fjeld 1990, Lindqvist *et al.* 1991; Jackson 1997; Downs *et al.* 1998; Rognerud *et al.* 1997b, 1998 og 1999). Atmosfærisk kvikksølv foreligger i hovedsak som elementært Hg^0 som etterhvert blir oksydert til toverdige kvikksølv (Hg^{2+}). Det toverdige kvikksølvet forbinder seg til aerosoler som vaskes ut med nedbør eller tørr-deponeres. Kvikksølv har derfor en forholdsvis lang gjennomsnittlig oppholdstid i atmosfæren, trolig så mye som ett år, og de globale sirkulasjons-systemene kan derfor spre kvikksølv til områder fjernt fra kilderegionene. (Lindqvist og Rode 1985).

En landsomfattende undersøkelse av sedimenter fra 220 norske innsjøer, innsamlet i 1996–1997, viste en markert økning i konsentrasjonene av kvikksølv i overflatesedimentene sammenliknet med dypere sedimenter deponert i forindustriell tid (Rognerud *et al.* 1999). Konsentrasjonene av kvikksølv har i gjennomsnitt økt med en faktor på 3, mens økningen var størst i de forsurede kystnære områdene på i Sør- og Øst-Norge, her var det ikke uvanlig med en økning på 5–7 ganger bakgrunnskonsentrasjonen.

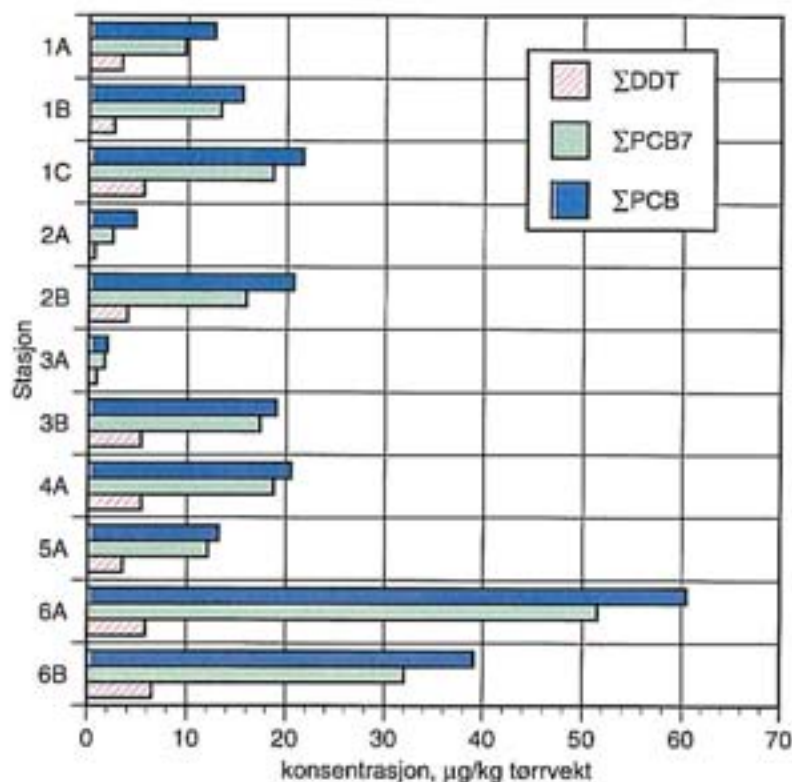
Et resultat av det langtransporterte spredningsmønsteret av kvikksølv er at fisk i en rekke innsjøer i Nord-Amerika og Skandinavia har tildels betydelig forhøyde nivåer av kvikksølv (Håkanson *et al.* 1988; Wiener og Stokes 1990; Fjeld og Rognerud 1993; Andersson og Lundberg 1995; Rognerud *et al.* 1996). I Norge synes problemet generelt å være størst for abbor og gjedde fra humusrike skogssjøer i Øst-Norge.

3. Resultater og diskusjon

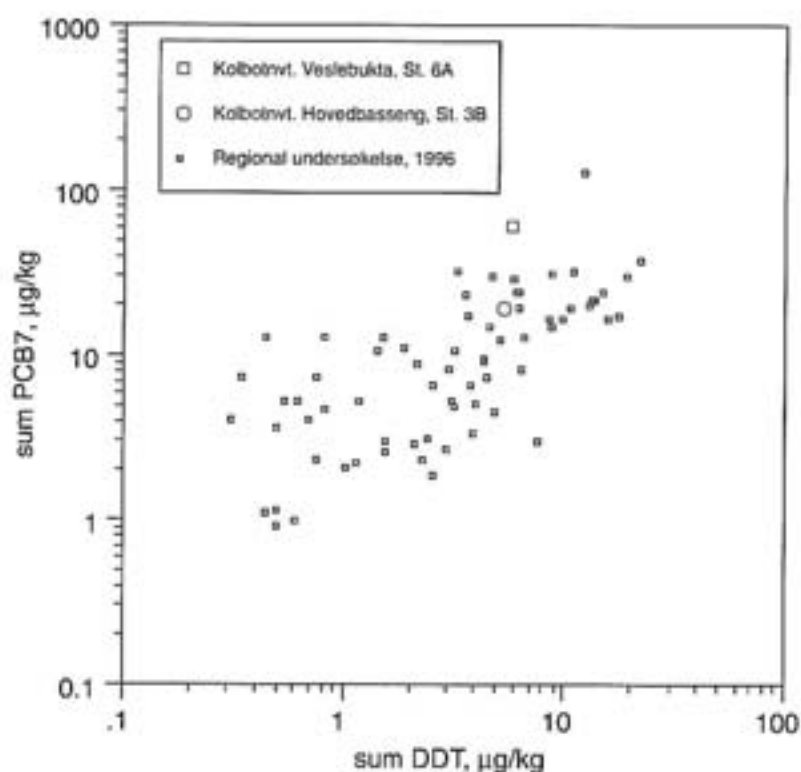
3.1 Klororganiske miljøgifter i sedimenter

Overflate-sedimentene fra Veslebukta (stasjon 6 A og 6B), som er et atskilt mindre basseng nord-vest i Kolbotnvann, var markert høyere forurenset av PCB enn sedimentene fra de andre stasjonene (Figur 4, tabell 2). Konsentrasjonene var høyest ved stasjon 6 A innerst i nordenden av Veslebukta (sum PCB7: 60,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$), noe som kan tyde på at PCB-forurensningen stammer fra utslipp i eller omkring Kolbotn sentrum eller stasjonsområdet. Nivåene her var såvidt høye at de i SFTs marine klassifiseringssystem miljøkvalitet (SFT 1997) faller inn i tilstandsklasse III «markert forurenset» (sum PCB7: 25–100 $\mu\text{g}/\text{kg}$). De fleste andre stasjonene i hovedbassenget falt inn i tilstandsklasse II «moderat forurenset» (sum PCB7: 5–25 $\mu\text{g}/\text{kg}$), unntatt stasjon 2 A og 3 A som kunne klassifiseres som ubetydelig forurenset. Disse to sisnevnte stasjonene lå begge nær land på forholdsvis grunt vann og sterkt skrånende bunn, trolig lå de på såkalt transportsedimenter, dvs. sedimentene her ustabile og i perioder fraktes den finfordelte og lette organiske fraksjonen vekk av strømmer til mer dypere liggende områder av sjøen. Slike sedimenter er ofte uegnet til å gjenspeile innsjøens belastning av miljøgifter med høy affinitet til organiske kolloider. Klororganiske miljøgifter er såkalte hydrofobe forbindelser, dvs. de er lite løselig i vann. Forurensningene av slike miljøgifter i naturlig overflatevann foreligger derfor i all hovedsak bundet til organisk partikulært materiale.

For nedbrytningsproduktene av DDT (4,4-DDE og 4,4-DDE) var det mindre variasjon i konsentrasjonene som i hovedsak lå i intervallet 2,5–6,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Det var ikke tegn til at det var noen markante lokale forskjeller i konsentrasjonene. Nivåene på de fleste stasjonene var imidlertid såvidt høye at de falt innunder SFTs tilstandsklasse III «markert forurenset» (sum DDT: 2,5–10 $\mu\text{g}/\text{kg}$).



Figur 3. Konsentrasjonen av klororganiske miljøgifter i sedimenter (0-5 cm øvre sjikt) fra Kolbotnvannet, hentet høsten 1998. For nærmere angivelse av stasjonene se figur 1.



Figur 4. Konsentrasjonene av sum PCB7 og sum DDT (DDE+DDD) i overflatesedimenter i Kolbotnvannet (0-5 cm sjiktet) sammenliknet med konsentrasjonen funnet i 69 innsjøer fra Sør- og Midt-Norge (Rognerud *et al.* 1997). Den regionale undersøkelsen inkluderer innsjøer med tildels betydelige punkttilførsler av klororganiske miljøgifter.

I 1997 ble det publisert en undersøkelse av nivåene av klororganiske miljøgifter i 69 innsjøer fra Sør- og Øst-Norge med tildels betydelige punkttilførsler av klororganiske miljøgifter (Rognerud *et al.* 1997). En sammenlikning av konsentrasjonene i Kolbotnvannet med de nivåene som ble rapportert i denne undersøkelsen viser at Veslebukta (stasjon 6 B) hadde nest høyest konsentrasjon av PCB av samtlige innsjøer. Situasjonen i hovedbassenget (stasjon 3 B) var noe bedre, her var PCB-nivået av samme størrelse som 75-prosentilen fra den regionale undersøkelsen (75% av sjøene hadde lavere konsentrasjoner). For DDT, hvor konsentrasjonene i Veslebukta og hovedbassenget var forholdsvis like, lå nivået på omlag samme størrelse som 70-prosentilen fra den regionale undersøkelsen.

Både PCB og DDT er kjemikalier som ikke lenger anvendes i Norge, og forurensningene i Kolbotnvannet må derfor skyldes tidligere bruk og omgang med slike stoffer. I hvilken grad det fortsatt tilføres slike miljøgifter til Kolbotnvannet via avrenningen fra forurenset grunn kan det ikke gis noe sikkert svar på uten analyser av vannet i innløpsvekkene. I undersøkelsen til Faafeng *et al.* (1997) ble det i Veslebukta imidlertid funnet omlag like høye konsentrasjoner av PCB i overflatesjiktet (0-2 cm) som i det mer dypere liggende 5-10 cm sjiktet. Dette kan indikere at det fortsatt tilføres PCB ut i innsjøen fra forurenset grunn.

Nivåene av de andre klororganiske forbindelser det var analysert for var forholdsvis lave og ofte under deteksjonsgrensene (Tabell 2), med unntak for hexaklorbenzen (HCB). Nivåene av HCB lå for de fleste stasjonene i intervallet 0,2-3,1 g/kg. De høyeste nivåene var å finne i Veslebukta, som i henhold til SFTs klassifisering kom i tilstandsklasse III «markert forurenset» (HCB: 2,5-10 µg/kg).

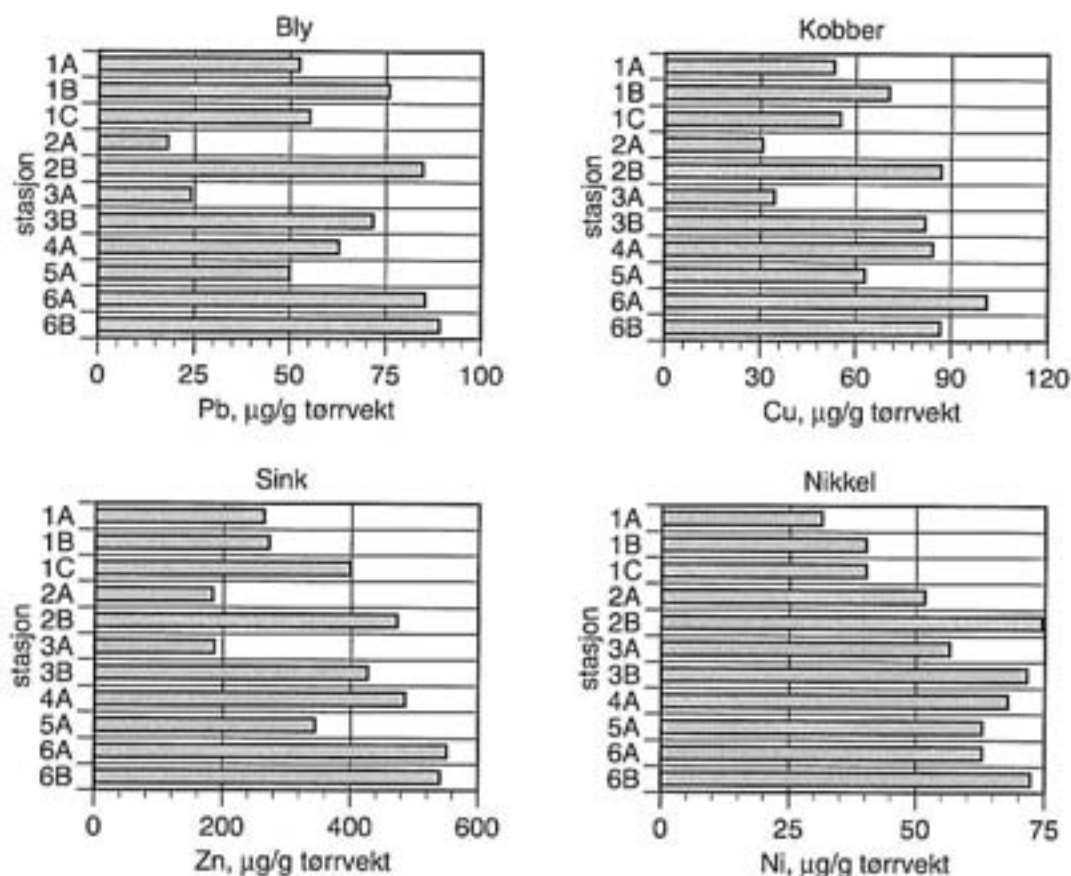
Tabell 2. Analysedata for sedimentprøvene fra Kolbotnvann. For kartfesting av stasjonene, se figur 1. PCB-forbindelsene som inngår i sum PCB7 er merket med *. Sum DDT er summen av nedbrytningsproduktene DDE og DDD.

NIVA-kode	variabel	enhet	Stasjon											
			1A	1B	1B	1C	2A	2B	3A	3B	4A	5A	6A	6B
sjikt, cm			0-5	0-5	5-10	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5
TTS	totalt tørrstoffinnhold	g/kg	413	429	440	426	153	128	112	92	96	147	132	142
TGR	total gløderest	g/kg	890	912	914	832	799	808	681	794	754	810	740	798
Cu	kobber	µg/g	53	70.4	62.9	55.1	30.6	86.8	34.4	81.9	84.2	62.9	101	86.7
Ni	nikkel	µg/g	31.4	40	41.6	40.1	51.6	74.4	56.5	71.6	67.8	62.9	62.8	72.3
Pb	bly	µg/g	52.2	75.7	84	55	18	84.6	24.1	71.6	62.7	49.9	85.3	89.1
Zn	sink	µg/g	263	271	234	398	183	472	186	426	485	344	551	540
CB28	PCB 28*	µg/kg	0.4	0.9	0.4	1.2	0.3	1.4	0.2	1.6	1.5	1.0	1.3	1.9
CB52	PCB 52*	µg/kg	<0.2	2.6	1.0	2	0.4	1.6	<0.2	0.5	0.5	0.5	0.5	0.7
CB101	PCB 101*	µg/kg	1.2	1.6	1.2	2.3	0.5	2.9	0.3	3	3.4	2.2	6.1	4.7
CB118	PCB 118*	µg/kg	1.5	1	1.2	2.5	0.3	0.3	0.2	2.4	3.1	1.9	6.9	4
CB105	PCB 105	µg/kg	2.5	1.9	3.7	2.3	2.3	4.2	<0.2	1	1.1	0.7	6.6	5.8
CB153	PCB 153*	µg/kg	1.9	2.4	1.6	3.5	0.3	3.4	0.2	3.4	3.5	2.2	12	6.8
CB138	PCB 138*	µg/kg	3.1	3.0	2.1	4.6	0.4	4.1	0.4	4.1	4.4	2.8	15	8.7
CB156	PCB 156	µg/kg	0.5	0.3	0.3	0.7	<0.2	0.6	0.3	0.7	0.7	0.4	2.4	1.3
CB180	PCB 180*	µg/kg	1.6	1.8	1.2	2.5	0.2	2.2	0.3	2.3	2.3	1.5	9.7	5.2
CB209	PCB 209	µg/kg	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
QCB	penta-klorobenzen	µg/kg	0.3	0.5	0.3	0.4	0.3	0.6	<0.2	0.6	0.6	<0.2	0.7	0.4
HCHA	alfa-hexakl.cyclohex.	µg/kg	<0.2	2.3	0.5	2.3	0.4	0.6	<0.2	0.4	0.4	<0.2	0.4	0.5
HCB	hexa-klorobenzen	µg/kg	2.1	1.5	0.7	1.4	0.2	0.8	0.2	1.7	1	<0.2	3.1	1.0
HCHG	gamma-hexakl.-cyclohex. (Lindan)	µg/kg	1.0	0.5	0.2	<0.2	<0.2	0.2	<0.2	0.3	0.2	<0.2	0.2	<0.2
OCS	oktaklorstyren	µg/kg	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
DDEPP	4,4-DDE	µg/kg	1.3	1.4	1.1	2.2	0.2	2.3	0.3	2.6	2.4	1.8	2.5	2.8
TDEPP	4,4-DDD	µg/kg	2	1.1	1.7	3.3	0.4	1.6	0.5	2.7	3	1.7	3.3	3.7
ΣPCB	sum PCB	µg/kg	12.7	15.5	12.7	21.6	4.7	20.7	1.9	19	20.5	13.2	60.5	39.1
ΣPCB7	sum PCB7	µg/kg	9.7	13.3	8.7	18.6	2.4	15.9	1.6	17.3	18.7	12.1	51.5	32
ΣDDT	sum DDT	µg/kg	3.3	2.5	2.8	5.5	0.6	3.9	0.8	5.3	5.4	3.5	5.8	6.5

3.2 Tungmetaller i sedimenter

Det var ingen like markante lokale forskjeller i nivåene av bly, kobber, sink og nikkel i sedimentene fra Kolbotnvann som de som ble funnet for PCB. Generelt ble de høyeste nivåene målt i Veslebukta, i de dypereliggende av Storebukta (stasjon 2 B) og hovedbassenget (stasjon 3 B og 4 A). Igjen viste det seg at stasjon 2 A og 3 A hadde forholdsvis lave konsentrasjoner (slik som tilfelle også var for PCB), noe som trolig skyldes at stasjonene lå på såkalt transportbunn og derfor hadde en annen type sammensetning enn de mer stabile sedimentene. Sedimenter på slik bunn er mindre egnet til å gjenspeile innsjøens belastning av miljøgifter som særlig er assosiert til organisk kolloider (ss. humusstoffer) slik som tilfellet er for bly, kobber og sink. Nivåene i sedimentene innerst i Storebukta (stasjon 1) var også lavere enn i Veslebukta og de mer dypereliggende stasjonene i hovedbassenget. Sedimentene fra stasjon 1 hadde også et markert lavere vanninnhold og glødetap enn de andre sedimentprøvene (tabell 2), noe som indikerer at de besto av en større andel uorganisk materiale. Denne stasjonen ligger nær utløpet av Augestadbekken, og en kan forvente at denne frakter endel uorganiske mineralpartikler og annet erosjonsmateriale som sedimenteres innerst i Storebukta.

Nivåene av bly, kobber og sink i sedimentene samvarierte forholdsvis bra, noe som tyder på at de stammer fra de samme tilførselsbekkene – samt at de i vannfasen binder seg til samme kompleksdannere og partikler (organiske kompleksdannere som humusstoffer).



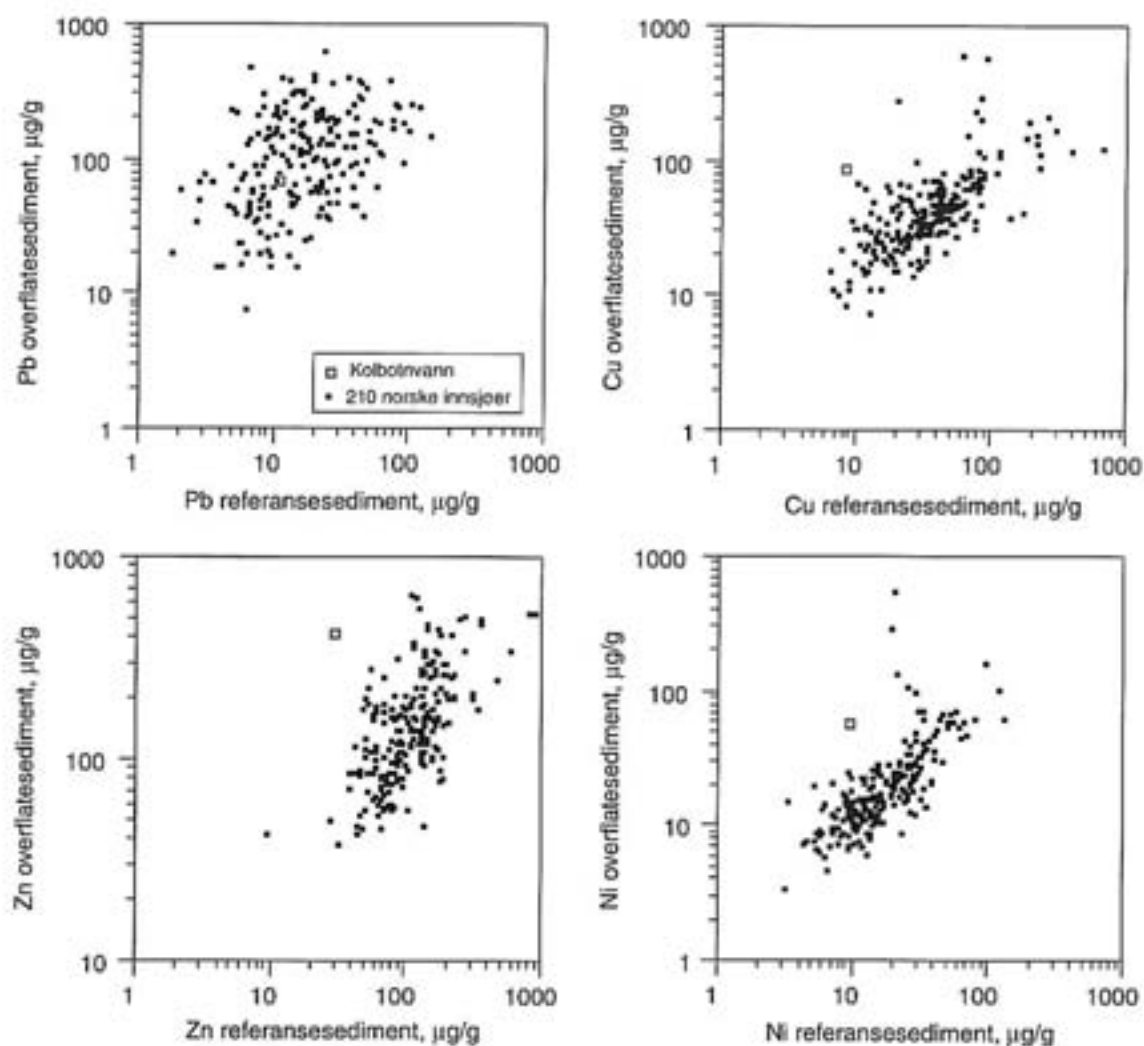
Figur 5. Konsentrasjonen av bly, kobber, sink og nikkel i sedimenter (0-5 cm øvre sjikt) fra Kolbotnvann, hentet høsten 1998. For nærmere angivelse av stasjonene se figur 1.

Da nivåene av disse metallene var mye likt i Veslebukta, dypere deler av Storebukta og i det sentrale hovedbassenget kan utslippene ikke relateres til noen bestemt bekk, men det kan forventes at tilløpsbekkene som drenerer området omkring Kolbotn sentrum og de trafikkerte tettsted-områdene nord og øst i nedbørfeltet (Augestadbekken og Skredderstubekken) har gitt betydelige tilførsler av disse tungmetallene.

For nikkell var variasjonsmønsteret noe anderledes enn for de andre metallene. Dette kan skyldes at nikkell i overflatevann – i motsetning til bly, kobber og sink – har en liten affinitet til naturlige organiske kompleksdannere (ss. humusforbindelser, Kerndorff and Schnitzer 1980), men assosierer seg til ulike metalloksider og derfor ofte foreligger assosiert til den uorganiske sedimentfraksjonen (Rognerud *et al.* 1997). Konsentrasjonene omkring stasjon 1 innerst i Storebukta var de laveste - noe som kan være en effekt av at sedimentene her har et høyt innslag av erosjonsmateriale fra Augestadbekken, men variasjonen ellers var såvidt liten at det er vanskelig å peke ut noen spesielle bekker eller avrenningsområder som hovedkilden til nikkelltilførslene.

I en nylig nasjonal undersøkelse har NIVA analysert nivåene av utvalgte tungmetaller og sporelementer i sedimenter fra innsjøer hvor atmosfæriske avsetninger antas å være hovedkilden til forurensningene (Rognerud *et al.* 1999). I figur 6 har vi plottet metallkonsentrasjonene i overflatesedimenter mot konsentrasjonene i referansesedimentene (sedimenter fra før-industriell tid) for Kolbotnvannet og innsjøene i den nasjonale undersøkelsen. Figuren viser at overflatesedimentene i Kolbotnvannet er markant mer kontaminert av kobber, sink og nikkell enn sedimentene fra den landomfattende undersøkelsen. Dette bekrefter antagelsen om at Kolbotnvannet har vært utsatt betydelige lokale forurensninger av disse tungmetallene. For bly atskilte Kolbotnvannet seg lite fra de andre innsjøene. Dette betyr nødvendigvis ikke at Kolbotnvannet ikke har vært utsatt for lokale tilførsler av bly, da de atmosfæriske avsetningene av slike forurensninger i Sørøst-Norge har vært såvidt store at effektene av lokale bidrag kan være vanskelige å detektere.

Både bly, kobber, sink og nikkell er metaller som kan relateres til forurensninger fra veitrafikk (Gjessing *et al.* 1984, Bækken og Jørgensen 1994). For et så urbant og tett trafikkert område som Kolbotn er det rimelig å anta at dette har vært en viktig kilde til forurensningene av disse metallene. Hvorvidt annen metallurgisk eller metallbearbeidende industri i nedbørfeltet også har bidratt med utslipp via kloaknettet i den perioden urensset kloakk gikk ut til Kolbotnvannet har vi imidlertid ikke hatt data eller muligheter til å studere innenfor rammene av dette prosjektet.

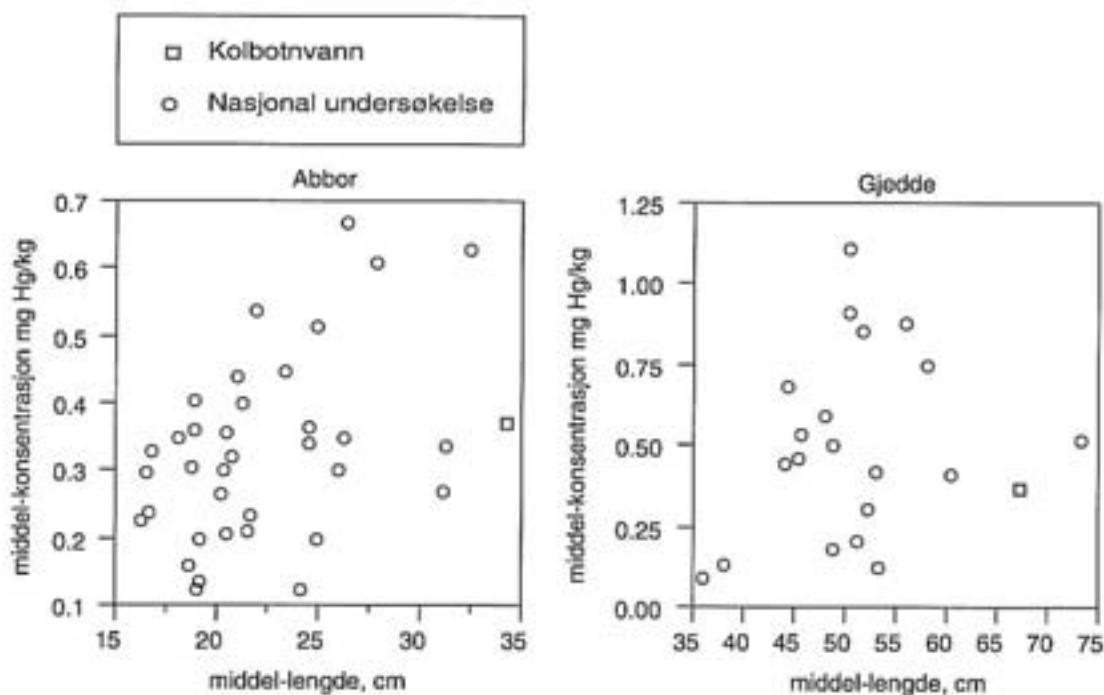


Figur 6. Konsentrasjoner av bly (Pb), kobber (Cu), sink (Zn) og nikkel (Ni) i overflatesedimenter og referansesedimenter i Kolbotnvannet sammenliknet med data fra 210 norske innsjøer uten kjente betydningsfulle punktkilder av tungmetaller (Rognerud et al. 1999). Overflatesedimentene fra Kolbotnvannet er fra 0-5 cm sjiktet på dypeste punkt i hovedbassenget. Overflatesedimentene i den nasjonale undersøkelsen er fra 0-1 cm sjiktet. Referansesedimentene er dypereliggende sedimenter (<30 cm) fra forindustriell tid, og for Kolbotnvannet stammer prøven fra en sedimentkjerne fra dypeste punkt i innsjøen, hentet i 1996 (Faafeng et al. 1997).

3.3 Kvikksølv i fisk

Det ble gjort analyser av kvikksølv i blandprøver av abbor og gjedde fra Kolbotnvannet, og nivåene som ble målt var henholdsvis 0,30 og 0,37 mg Hg/kg i abbor ($n = 20$, middellengde og -vekt: 34 ± 6 cm, 687 ± 346 g) og gjedde ($n=12$, middellengde og -vekt: 67 ± 6 cm, 2095 ± 567 g). Tar man fiskens størrelse i betraktning, er disse tallene er forholdsvis lave sammenliknet med data fra en nasjonal undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk (Rognerud *et al.* 1996).

Som en del av et felles EU-reglement skal konsentrasjonene i fisk beregnet for salg til konsum ikke overstige 0,5 mg Hg/kg, men for gjedde (som det antas konsumeres mindre av) er grensa satt til 1,0 mg Hg/kg. Ut fra de registrerte nivåene i Kolbotnvannet synes abbor og gjedde ikke å bli berørt av disse grensene. Det må imidlertid presiseres at det har blitt målt på blandprøver, noe som gir en gjennomsnittskonsentrasjon for fisk av varierende størrelse og alder. Da kvikksølvnivået øker med fiskens størrelse og alder vil stor fisk kunne ha høyere konsentrasjoner enn de som vi her rapporterer.



Figur 7. Konsentrasjonen av kvikksølv i abbor og gjedde fra Kolbotnvannet sammenliknet med data fra en nasjonal undersøkelse (Rognerud *et al.* 1996). Data fra Kolbotnvannet baserer seg på analyser av blandprøver abbor ($n = 20$, middellengde og -vekt: 34 ± 6 cm, 687 ± 346 g) og gjedde ($n=12$, middellengde og -vekt: 67 ± 6 cm, 2095 ± 567 g). Data fra den nasjonale undersøkelsen er basert på gjennomsnitt av individuelle målinger fra ulike populasjoner (abbor: 36 populasjoner med omlag 20 individer i hver; gjedde: 20 populasjoner med omlag 15 individer i hver).

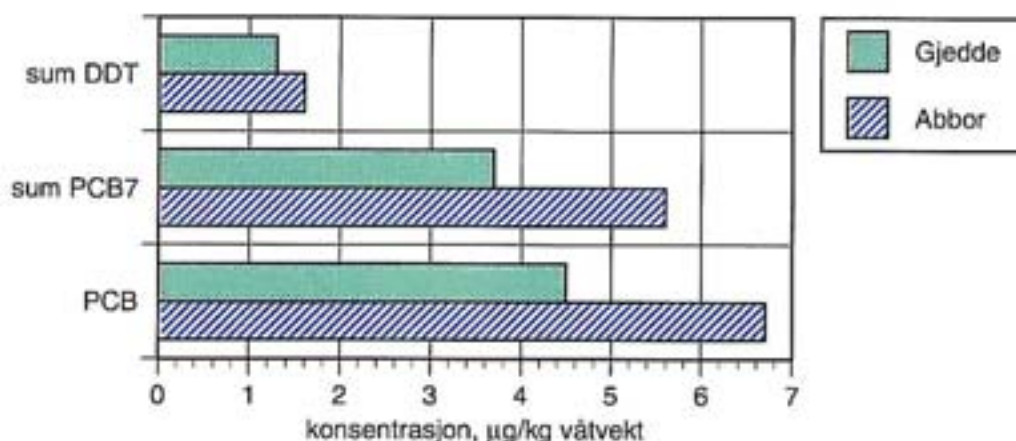
3.4 Klororganiske forbindelser i fisk

Konsentrasjonene av sum PCB7 (summen av syv ulike PCB-forbindelser, se tabell 3) i abbor og gjedde fra Kolbotnvannet var henholdsvis 4,5 og 6,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Dette er moderat forhøyde verdier sammenliknet med dagens bakgrunnsnivå i abbor og gjedde fra innsjøer uten lokale punktutslipp av PCB. Undersøkelser fra innsjøer i Norge som kun mottar langtransporterte avsetninger av slike miljøgifter viser at nivåene av sum PCB7 i abbor og gjedde ligger i området 0,2–2,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Skotvold *et al.* 1997, NIVA upubliserte data). Til sammenlikning kan det nevnes at i en nylig publisert undersøkelse fra Mjøsa, som har hatt lokale utslipp av PCB, ble det rapportert om konsentrasjoner av sum PCB7 i abbor og gjedde på henholdsvis 14,7 og 4,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Fjeld *et al.* 1999). Abboreren herfra stammet fra Furnesfjorden, hvor det har vært betydelige utslipp av PCB, mens gjedda stammet fra hovedbassenget ved Gjøvik som trolig er mindre påvirket.

Konsentrasjonene av DDT (med nedbrytningsproduktene DDE og DDD) i abbor og gjedde fra Kolbotnvannet var henholdsvis 1,3 og 1,6 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Dette er i det øvre konsentrasjonsområdet for abbor og gjedde fra innsjøer uten betydelige lokale punktutslipp av DDT (sum DDT: 0,1–1,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$, Skotvold *et al.* 1997, NIVA upubliserte data). Til sammenlikning kan det nevnes at i Mjøsa, som har hatt lokale utslipp av DDT, ble det rapportert om konsentrasjoner av sum DDT i abbor og gjedde på henholdsvis 10,8 og 8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Fjeld *et al.* 1999).

For de andre analyserte klororganiske miljøgiftene, slik som Lindan (skadedyrsmiddel, ikke lenger i bruk i Norge), oktaklorstyren og andre industrielle biprodukter som penta- og hexaklorbenzen var det lave konsentrasjoner som ikke avviker fra et forventet bakgrunnsnivå.

De foreliggende data for sum PCB og sum DDT viser at fisken fra Kolbotnvannet (abbor og gjedde) har såvidt lave konsentrasjoner av PCB- og DDT-forbindelser at de ikke bør ha noen betydning for spiseligheten til fisken. Til sammenlikning finner man i torskelever fra Drammensfjorden konsentrasjoner av sum PCB7 på omlag 3 000 $\mu\text{g}/\text{kg}$, og dette er nivåer av en slik størrelsesorden som gjør at det anbefales ikke å spise torskelever fra dette området (Knutzen *et al.* 1991).



Figur 8. Konsentrasjon av sum PCB, sum PCB7 og sum DDT (se tabell 2) i blandprover av muskelfillet fra abbor og gjedde fra Kolbotnvann. Abbor: $n = 20$, middellengde og -vekt: 34 ± 6 cm, 687 ± 346 g. Gjedde: $n=12$, middellengde og -vekt: 67 ± 6 cm, 2095 ± 567 g.

Tabell 3. Analysedata for fiskeprovene fra Kolbotnvann. PCB-forbindelsene som inngår i sum PCB7 er merket med *. Sum DDT er summen av DDT og nedbrytnings-produktene DDE og DDD. Analysene er gjort på blandprøver av flere fisk og konsentrasjonene er oppgitt på våtvektsbasis. Abbor: n = 20, middellengde og -vekt: 34 ± 6 cm, 687 ± 346 g. Gjedde: n=12, middellengde og -vekt: 67 ± 6 cm, 2095 ± 567 g.

NIVA-kode	variabel	enhet	abbor	gjedde
fett		%	0.16	0.06
CB28	PCB 28*	µg/kg	0.1	<0.1
CB52	PCB 52*	µg/kg	0.1	0.2
CB101	PCB 101*	µg/kg	0.5	0.6
CB118	PCB 118*	µg/kg	0.4	0.6
CB105	PCB 105	µg/kg	0.7	1.0
CB153	PCB 153*	µg/kg	1.4	2.6
CB138	PCB 138*	µg/kg	0.8	1.1
CB156	PCB 156	µg/kg	0.1	0.1
CB180	PCB 180*	µg/kg	0.4	0.5
CB209	PCB 209	µg/kg	<0.1	<0.1
QCB	penta-klorobenzen	µg/kg	<0.1	<0.1
HCHA	alfa-hexakl.-cyclohex.	µg/kg	<0.1	<0.1
HCB	hexa-klorbenzen	µg/kg	<0.1	0.1
HCHG	gamma-hexakl.-cyclohex. (Lindan)	µg/kg	<0.1	<0.1
OCS	oktaklorstyren	µg/kg	<0.1	<0.1
DDEPP	4,4-DDE	µg/kg	0.1	0.1
DDDPP	4,4-DDD	µg/kg	0.6	0.7
DDTPP	4,4-DDT	µg/kg	0.6	0.8
ΣPCB	sum PCB	µg/kg	4.5	6.7
ΣPCB7	sum PCB7	µg/kg	3.7	5.6
ΣDDT	sum DDT	µg/kg	1.3	1.6

4. Konklusjoner

Overflatesedimentene i Kolbotnvannet er moderat til markert forurensset av utslipp av PCB. De høyeste nivåene (sum PCB7: 30–52 µg/kg) er imidlertid begrenset til «Veslebukta» — et lokalt basseng nordvest i Kolbotnvann, noe som kan tyde på at PCB-forurensningene stammer fra utslipp i eller omkring Kolbotn sentrum eller stasjonsområdet.

Overflatesedimentene var også markert forurensset av DDT (nedbrytningsproduktene 4,4-DDE og 4,4-DDD, konsentrasjonene lå i hovedsak i intervallet 2,5–6,5 µg/kg). Det var ingen markante lokale forskjeller i konsentrasjonene, og en kan derved vanskelig antyde noen spesielle tilførselsområder eller -kilder.

Det var markert forhøyde konsentrasjoner av bly, kobber, sink og nikkel i overflatesedimentene i Kolbotnvannet sammenliknet med konsentrasjonene i dypereleggende sedimenter fra før-industriell tid. Konsentrasjonsøkningen av bly i overflatesedimentene skilte seg ikke ut fra det mønsteret som er avdekket i en landsomfattende undersøkelse av innsjøer med langtransporterte atmosfæriske avsetninger som viktigste forurensningskilde. For kobber, nikkel og sink var konsentrasjonsøkningen i overflatesedimentene markert høyere enn det som ble funnet i den landsomfattende undersøkelsen. Bly, kobber, sink og nikkel er metaller som kan relateres til forurensninger fra veitrafikk, og for et så urbant og tett trafikkert område som Kolbotn er det rimelig å anta at dette har vært en viktig kilde til forurensningene. Det var ingen markante lokale forskjeller i konsentrasjonene, noe som passer med antagelsen om at diffus avrenning fra veitrafikk og urbane områder via flere tilførselsbekker har påvirket innsjøen.

Analyser av nivåene av PCB i blandprøver av abbor og gjedde (sum PCB7 henholdsvis 3,7 og 5,6 µg/kg) viste at fisken hadde moderat forhøyde verdier sammenliknet med dagens bakgrunnsnivå i abbor og gjedde fra innsjøer uten lokale punktutslipp av PCB. Nivåene av DDT (med nedbrytningsproduktene 4,4-DDE og 4,4-DDD) var lå i det øvre området av hva det kan forventes i innsjøer uten betydelige punktutslipp (1,3 og 1,6 µg/kg hos henholdsvis abbor og gjedde). Konsentrasjonene av PCB- og DDT-forbindelser var imidlertid såvidt lave at de ikke skulle bety noe for spiseligheten av fisken

Nivåene av kvikksølv i blandprøver av abbor og gjedde var henholdsvis 0,30 og 0,37 mg Hg/kg, noe som er relativt lavt sammenliknet med nivåene i bestander med sammenliknbar gjennomsnittstørrelse. Konsentrasjonene i fisk beregnet for salg til konsum skal ikke overstige 0,5 mg Hg/kg (for gjedde er grensa satt til 1,0 mg Hg/kg), og ut fra de registrerte nivåene i Kolbotnvannet synes abbor og gjedde ikke å bli berørt av disse grensene.

5. Litteraturhenvisninger

- Andersson, T., and Lundberg, P. 1995. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4397.
- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1010–1017.
- Dons, C. og Beck, P.Å. 1993. Miljøgifter i Norge. SFT rapport 93:22 (TA985/1993). 115 s.
- Downs, S. G., MacLeod, C. L., and Lester, J. N. 1998. Mercury in precipitation and its relation to bioaccumulation in fish: a literature review. *Wat. Air Soil Pollut.* 108, 149–187.
- Bækken, T., og Jørgensen, T. 1994. Vannforurensning fra veg—langtidseffekter. Statens Vegvesen, Veglaboratoriet. Publikasjon nr. 73. 57 s. + vedlegg
- Faafeng, B., P. Brettum, E. Fjeld, and T. J. Oredalen. 1997. Evaluering av Kolbotnvannet. Overvåkning av vannkvalitet og tilførsler til Gjersjøen via tilløpsbekker i 1996, samt undersøkelser i sedimenter. NIVA rapport 3707-99. 67 s.
- Fjeld, E. 1999. Miljøgifter i fisk fra Randsfjorden, 1998. Kvikksølv og klororganiske forbindelser. NIVA rapport 4073-99. 29 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., Lien, L., Rognerud, S. og Underdal, B. 1999. Miljøgiftundersøkelse i Drammensvassdraget 1997–1998. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger i fisk, moser og muslinger. NIVA rapport 4060-99. 37 s. + vedlegg.
- Fjeld, E., and Rognerud, S. 1993. Use of path analysis to investigate mercury accumulation in brown trout (*Salmo trutta*) in Norway and the influence of environmental factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1158–1167.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, N., Dahl, R., and Jorgensen, P.J. 1997. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol. Teratol.* 19: 417-28.
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., and Debes, F. 1998. Cognitive performance of children prenatally exposed to "safe" levels of methylmercury. *Environ. Res.* 77: 165-72.
- Gjessing, E., Lygren, E., Berglind, L., Guldbrandsen, T. and R. Skaane. 1984. Effect of highway runoff on lake water quality. *Sci. Tot. Environ.* 33:245–257.
- Grieb, T.M., Driscoll, C.T., Gloss, S.P., Schofield, C.L., Bowie, G.L., and Porcella, D.B. 1990. Factors affecting mercury accumulation in the upper Michigan peninsula. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 919–930.
- Håkanson, L., Nilsson, A., and Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish Lakes. *Environ. Pollut.* 49: 145–162.
- Jackson, T. A. 1997. Long-range atmospheric transport to ecosystems, and the importance of anthropogenic emissions — a critical review and evaluation of the published evidence. *Environ. Rev.* 5: 99–120.
- JECFA, 1989. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants. Methylmercury. WHTA-1468. 31 s.

Kerndorff, H., and M. Schnitzer. 1980. Sorption of metals on humic acids. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 44: 1701-1708.

Knutzen, J. 1995. Miljøgifter i økosystemet. *Vann.* 2: 248-285.

Lindqvist, O. and Rodhe, H. 1985. Atmospheric mercury—a review. *Tellus.* 37B:136-159.

Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Hovsenius, G., Håkanson, L., and Iverfeldt, Å. 1991. Mercury in the Swedish environment — Recent research on causes, consequences and corrective methods. *Wat. Air Soil Pollut.* 55: 1-55.

Mudroch, A., and J. M. Azcue. 1995. *Manual of aquatic sediments sampling.* Lewis Publishers, London, Ann Arbor. 219 s.

Murata, K., P. Weihe, S. Araki, E. Budtz-Jorgensen, and P. Grandjean. 1999a. Evoked potentials in Faroese children prenatally exposed to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol.* 21:471-472.

2. Murata, K., P. Weihe, A. Renzoni, F. Debes, R. Vasconcelos, F. Zino, S. Araki, P. J. Jorgensen, R. F. White, and P. Grandjean. 1999b. Delayed evoked potentials in children exposed to methylmercury from seafood. *Neurotoxicol Teratol.* 21:343-348.

Rognerud, S. og Fjeld, E. 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Statlig program for forurensning. SFT rapport TA 714/1990. 76 s.

Rognerud, S., Fjeld, E., and Eriksen, G.S. 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT rapport TA 1380. 21 s. + vedlegg.

Rognerud, S., Fjeld, E., og Løvik, J.E. 1997a. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Statlig program for forurensning. NIVA rapport 3699-97. 37 s. + vedl.

Rognerud, S., Fjeld, E., Løvik, J.E., og Skotvold, T. 1997b Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 2. Tungmetaller og andre sporelementer. Statlig program for forurensning. NIVA rapport 3880-97. 44 s. + vedl.

Rognerud, S., Skotvold, T., Fjeld, E., Norton, S. A., and Hobaek, A. 1998. Concentrations of trace elements in recent and preindustrial sediments from Norwegian and Russian Arctic lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:, 1512-1523.

Rognerud, S., Fjeld, E. og Løvik, J.E. 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innsjøsedimenter. Statlig program for forurensning, TA 1631/99. NIVA rapport 4024-99. 71 s.

SFT (Statens forurensningstilsyn). 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT veiledning 97:03. 36 s.

Skotvold, T., Wartena, E.M.M, and Rognerud, S. 1997. Heavy metals and persistent organic pollutants in sediments and fish from lakes in Northern and arctic regions of Norway. Statlig program for forurensning, Report 688/97. Akvaplan-NIVA report APN514.6001.1. 97 p.

Wania, F., and D. Mackay. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar-regions. *AMBIO.* 22:10-18.

Wiener, J. G., and Stokes, P. M. 1990. Enhanced bioaccumulation of mercury, cadmium and lead in low-alkalinity waters: an emerging environmental problem. *Environ. Tox. Chem.* 9: 821-823.