



Statlig program for  
forurensningsovervåking

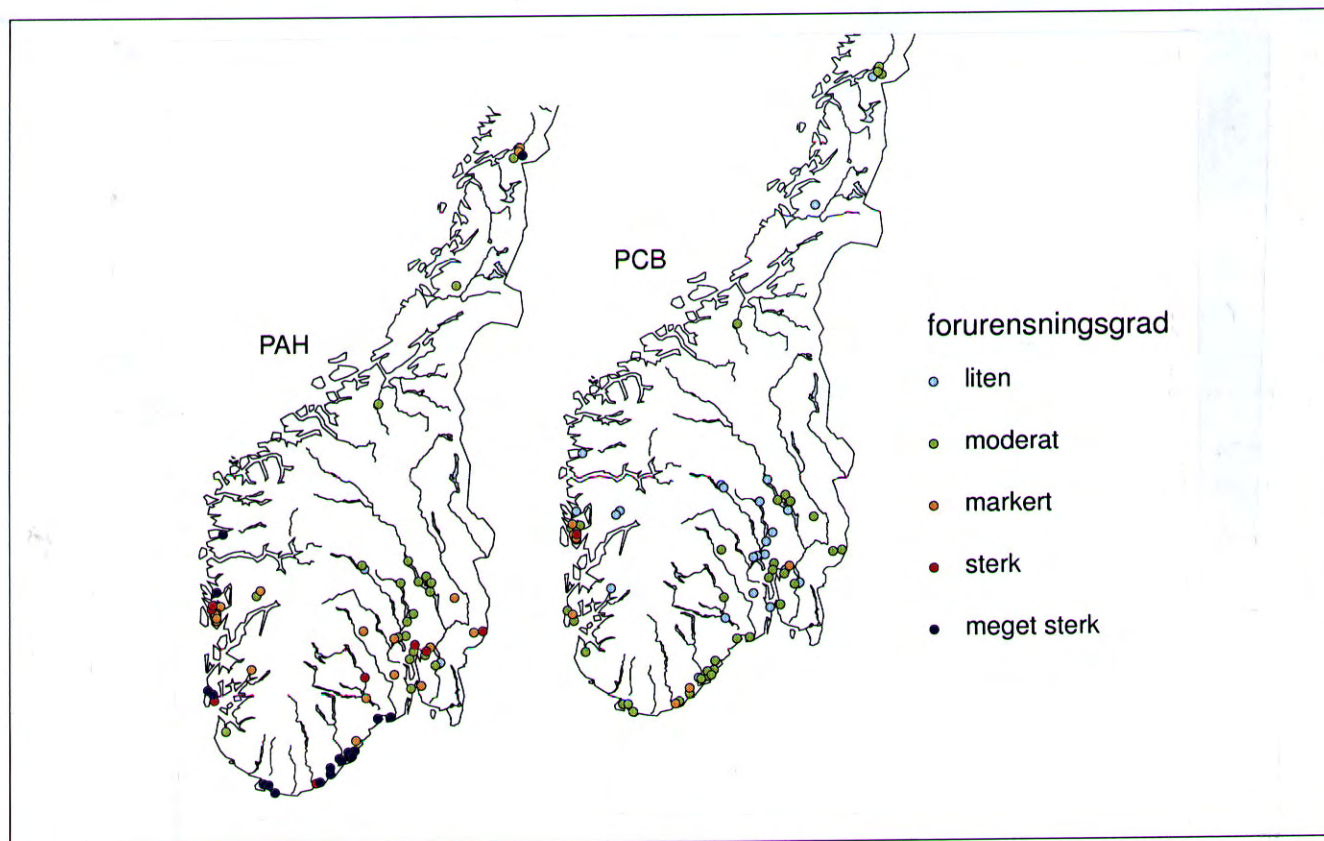
# Rapport 712/97

Oppdragsgivere Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon NIVA

## Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter

### Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger



**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 1  
4890 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-NIVA A/S**

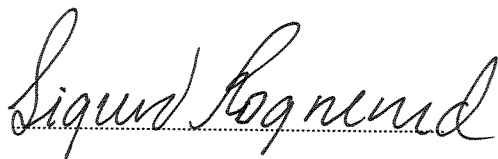
Søndre Tollbugate 3  
9000 Tromsø  
Telefon (47) 77 68 52 80  
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger  Rapport nr. 712/97 TA nr. 1484/1997	Løpenr. (for bestilling) 3699-97	Dato 10.12.97
	Prosjektnr. Undernr. 94110	Sider Pris 37 + vedlegg
Forfatter(e):  Sigurd Rognerud Eirik Fjeld Jarl Eivind Løvik	Fagområde limnologi	Distribusjon 150
	Geografisk område Sør-midt Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn	Oppdragsreferanse P. E. Iversen
---	------------------------------------

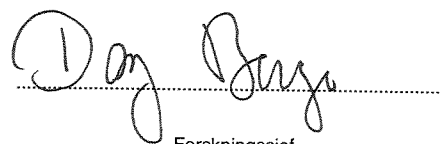
<p>Sammendrag</p> <p>Det ble undersøkt konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger (PCB, PAH, DDT med nedbrytnings-produkter, HCH, HCB og OCS) i overflatesedimenter i 69 innsjøer i Sør og Midt-Norge. Lokale utslipp til vann i nedbørfeltet har forurenset enkelte innsjøer, spesielt med klororganiske forbindelser. De atmosfæriske avsetningene (fra lokale og fjerntliggende kilder) synes imidlertid å være hovedårsaken til forhøyede konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger i sedimenter, spesielt i innsjøer fra de sydlige delene av landet. De høyeste verdiene av PAH (20-90 mg/kg) som ble observert i undersøkelsen var såvidt høye at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Dette gjelder spesielt i innsjøene langs kysten fra Grenlandsområdet til Lista der høye PAH-konsentrasjoner også ledsages av forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og klorerte organiske forbindelser. Det regionale mønsteret for konsentrasjonene av de klororganiske forbindelsene skiller seg noe fra PAH'ene. Det var blant annet flere innsjøer som har hatt utslipp til vann i nedbørfeltene (direkte eller indirekte via deponi/forurenset jord) slik som Tveitvatn i Bergen (PCB), Åklangen i Hedmark (lindan), Orrtunvannet i Bergen (HCB) og Langtjern i Lørenskog (øktaklorstyren). I den førstnevnte innsjøen var konsentrasjonen så høy (ca 120 µg/kg, ΣPCB<sub>7</sub>) at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Kildene for de fleste av disse utslippene er foreløpig ukjente. Det var generelt en mindre forurensningsgrad for PCB enn tilfelle var for PAH. Med unntak av innsjøer med antatte punktutslipp til vann så ble de høyeste konsentrasjonene av PCB og DDT funnet i Grenlandsregionen og nedover langs Sørlandskysten</p>
---

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Regional undersøkelse</li> <li>2. Innsjøsediment</li> <li>3. Organiske mikroforurensninger</li> <li>4. Klassifisering av forurensningsgrad</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Regional survey</li> <li>2. Lake sediments</li> <li>3. Organic contaminants</li> <li>4. Degree of impact</li> </ol>
--	--



Prosjektleder

ISBN 82-577-3265-6



Forskningsjef

# Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter

Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger

## Forord

Dette er en sluttrapport for undersøkelsene av konsentrasjoner av enkelte organiske mikroforurensninger (polysykliske aromatiske hydrokarboner og klorerte organiske forbindelser) i sedimenter fra innsjøer hovedsakelig fra Sør-Norge. Denne undersøkelsen er en del av prosjektet: "Miljøgifter i ferskvannssedimenter" som også omfatter tungmetaller, men disse vil senere bli rapportert (Delrapport 2). Prosjektet administreres og finansieres av Statens forurensningstilsyn (SFT), og er en del av SFT's "Handlingsplan for opprydding av deponier med spesialavfall, forurenset grunn og forurensede sedimenter". Prosjektet ble startet opp sommeren 1994 og feltarbeidet ble avsluttet høsten 1996. Per Erik Iversen har vært prosjektansvarlig i SFT og Sigurd Rognerud i NIVA. Sistnevnte har sammen med Eirik Fjeld (NIVA), Jarl Eivind Løvik (NIVA), Gøsta Kjellberg (NIVA) og Trond Skotvold (Akvaplan-NIVA) utført feltarbeidet.

PAH og de klorerte forbindelsene ble analysert ved NIVA og ansvarlige har vært henholdsvis Lasse Berglind og Einar M. Brevik. Jon Knutzen, Per Erik Iversen, Trond Skotvold og Einar M. Brevik har gitt kommentarer til rapporten. Alle takkes for sine bidrag.

Hamar, desember 1997

*Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld, Jarl Eivind Løvik*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Metoder og bakgrunnsinformasjon</b>	<b>11</b>
<b>3. Tidligere undersøkelser</b>	<b>13</b>
<b>4. Resultater</b>	<b>15</b>
4.1 Disykliske hydrokarboner	15
4.2 Ekte PAH (3-6 ringer)	16
4.3 Klororganiske forbindelser	21
4.4 Organiske mikroforurensninger i en multivariat analyse (RDA)	26
<b>5. Diskusjon</b>	<b>27</b>
<b>6. Litteraturliste</b>	<b>33</b>
<b>Vedlegg</b>	<b>18 s</b>

---

## Sammendrag

Denne undersøkelsen viser at sedimentene i enkelte innsjøer er sterkt forurenset av klororganiske og polysykliske aromatiske forbindelser (PCB og PAH). De atmosfæriske avsetningene (fra lokale og fjerntliggende kilder) synes å være hovedårsaken til forurensningene, særlig i innsjøer fra de sydligste delene av landet. Imidlertid synes lokale utslipp til vann å ha forurenset enkelte innsjøer, spesielt med klororganiske forbindelser. Det er vanskelig å skille bidragene fra lokale kilder fra de fjerntliggende, da industribedriftene i Grenland og langs Sørlandskysten ligger i områder som mottar mest langtransporterte avsetninger av organiske mikroforurensninger og metaller, samtidig som innsjøene har høyt innhold av organisk materiale. Forholdene ligger derfor til rette for at høye konsentrasjoner av metaller og organiske mikroforurensninger skal kunne etableres i innsjøsedimenter i denne delen av landet. Resultatene fra innsjøsedimenter i områdene ved Rana, Haugesund og Sauda viser imidlertid at lokale kilder kan være betydelige. Forhøyede konsentrasjoner av sterkt partikkelassosierte forbindelser i sedimentene fra Grenland og Sørlandsregionen kan indikere at lokale kilder har relativt stor betydning i disse regionene.

Den regionale fordelingen av PAH viser høyest konsentrasjoner på Sørlandskysten fra Grenlandsregionen og ned til Lista. Sammenlikner man resultatene fra denne undersøkelsen med de fra en annen undersøkelse finner man generelt at PAH-konsentrasjonene avtar fra ca. 90 000 µg/kg tørrvekt på de mest utsatte stedene i Sør-Norge til ca. 8 000 µg/kg i Nordland og under 1 000 i Troms og Finnmark. Lave verdier (<500 µg/kg) fant vi også på Nord-Vestlandet og i indre deler av Østlandet. De høye PAH-verdiene i undersøkelsen ledsages også generelt av en høy andel av KPAH (de potensielt kreftfremkallende forbindelsene av PAH, som samtidig omfatter noen av de minst løselige og tyngst nedbrytbare stoffer innen gruppen), spesielt i enkelte av innsjøene langs kysten fra Grenlandsområdet til Lista. Benzofluorantene, som er hovedforbindelsene av KPAH i undersøkelsen, forekommer ofte som dominerende andeler i utslipp fra smelteverk. Dette kan tyde på at smelteverkene i Sørlandsregionen gir et betydelig lokalt bidrag til PAH-forurensningene i regionen. Det er ikke utviklet noe nasjonalt klassifiseringssystem for organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter, men i følge klassifiseringssystemet utviklet for marine sedimenter vil flere av innsjøene havne i klasse 4–5 (sterkt til meget sterkt forurenset). Innsjøsedimenter har generelt et høyere innhold av organisk materiale enn marine sedimenter, og dette vil kunne påvirke fastsettelsen av grenseverdier for innsjøsedimenter.

De høyeste observerte verdiene av PAH og KPAH var såvidt høye at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Dette gjalt spesielt i innsjøene langs kysten fra Grenlandsområdet til Lista der høye PAH konsentrasjoner også ble ledaget av forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og klorerte organiske forbindelser.

Flere av innsjøene har trolig hatt utslipp av klororganiske forbindelser i nedbørfeltene, slik som Tveitvatn i Bergen (PCB), Åklungen i Hedmark (lindan), Orrtunvannet i Bergen (HCB) og Langtjern i Lørenskog (oktaklorstyren). I førstnevnte innsjø var konsentrasjonen så høy (ca. 120 µg/kg,  $\Sigma\text{PCB}_7$ ) at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Det er foreløpig ingen forklaring til disse høye konsentrasjonene, bortsett fra for Åklungen hvor lokale sagbruk har brukt lindan på lagret tømmer.

Dersom det benyttes SFTs klassifikasjonssystem for  $\Sigma\text{PCB}_7$  utviklet for marine sedimenter, var det generelt en mindre forurensningsgrad for PCB enn for PAH (kun en innsjø i klasse 4). Med unntak av innsjøer med antatte punktutslipp til vann, så finnes de høyeste konsentrasjonene fra Grenlandsregionen og nedover langs Sørlandskysten, slik som tilfellet også var for PAH. Det er imidlertid vanskelig å skille lokale PCB-kildene fra langtransporterte atmosfæriske avsetninger. Nedgangen i konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i sedimenter nordover i landet var mindre markert enn for

PAH. Sammenligner man resultatene fra denne undersøkelsen med resultater fra en annen undersøkelse fra Nord-Norge finner man generelt at konsentrasjonen i de mest belastede områdene i Sør-Norge avtok fra 10-20 µg/kg til 5-15µg/kg i Nordland og Troms, og til 1-4 µg/kg i Midt- og Vest-Finnmark. I Øst-Finnmark var verdiene noe høyere (5-10 µg/kg), muligens på grunn av industrivirksomheten i regionen.

PCB-forbindelsene var i mindre grad assosiert til sedimentets organiske innhold enn PAH og metallene. Det var imidlertid en tendens til at en økning i enkeltforbindelsenes molekylvekt ga en sterkere assosiasjon til sedimentets organiske materiale. Den fullklorerte forbindelsen, PCB-209, viser ofte en høyere andel av total PCB i sedimenter enn dens forekomst i de kommersielle PCB-blandingene. Dette kan skyldes høy resistens mot nedbrytning og liten mobilitet (i forhold til lettere, flyktigere forbindelser), samt den mulighet at denne forbindelsen kan dannes i enkelte industri-virksomheter. De innsjøene med høyest konsentrasjoner (justert for forskjeller i organisk innhold) finner vi gjennomgående i områder med smelteverk- og elektrolyse-industri, slik som ved Notodden, i Grenlandsregionen, langs Sørlandskysten, ved Haugesund og i Mo i Rana.

Oktaklorstyren (OCS) var også nært assosiert til organisk materiale (glødetapet) i sedimentet. Kjente norske industrier med slike utslipp er magnesiumfabrikken på Herøya i Grenlandands-regionen og Falconbridge Nikkelverk i Kristiansand. Det er rimelig å anta at OCS også er sterkt partikkelbundet og derfor forekommer i forhøyede konsentrasjoner nær lokale kilder slik som de tyngste PCB-forbindelsene. Det er mulig at dette er en medvirkende årsak til de noe høyere verdier i sedimentene fra Grenlandsregionen og langs Sørlandskysten.

Heksaklorbenzen (HCB) var dårlig assosiert til sedimentets organiske fraksjon og avsetningsmønsteret avvek fra de ikke-flyktige, partikkelbundene, langtransporterte forurensningene slik som PAH og tunge PCB-forbindelser. HCB har dels klare lokale kilder, spesielt i Kristiansand og i Bergens-regionen. Falconbridge Nikkelverk kan ha vært en av kildene i Kristiansand, mens kildene i Bergen er ukjente. Imidlertid kan HCB dannes ved forbrenning av klorholdig materiale og ved produksjon av løsemidler, og dette kan også ha vært mulige kilder.

HCH-isomerene var noe bedre assosiert til sedimentes organiske fraksjon, og avsetningsmønsteret samvarierte noe bedre med de ikke-flyktige langtransporterte forurensningene enn HCB og PCB-28. Den viktigste isomeren  $\gamma$ -HCH (lindan) ble brukt som plantevernmiddel i Norge fram til 1992 (Dons og Beck 1993) og finnes i sedimentet til innsjøer der sprøytemidlet ble brukt i nedbørfeltet.

DDT-metabolittene (DDE, DDD) hadde et avsetningsmønster som liknet de ikke-flyktige langtransporterte forurensningene, slik som bly. DDT benyttes ikke lenger i Norge, men stoffet er fortsatt i bruk i andre land, spesielt i tropiske strøk. DDT brytes ned til DDE av UV-lys og mikroorganismer. Aldringsprosessen av forbrukt DDT gjør at DDE utgjør en betydelig andel av sum DDT i de atmosfæriske avsetningene over Skandinavia. DDD dannes i hovedsak ved nedbrytning av DDT i anaerobe miljø slik som i innsjøsedimentene. Det er rimelig å konkludere med at kildene til forhøyde konsentrasjoner i sedimentene av disse forbindelsene i hovedsak befinner seg utenfor landets grenser.

Denne undersøkelsen har vist at lokale utslipp til vann i nedbørfeltet har forurenset enkelte innsjøer med klororganiske forbindelser. De atmosfæriske avsetningene (fra lokale og fjerntliggende kilder) er imidlertid hovedårsaken til forhøyede konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger i sedimenter, spesielt i innsjøer fra de sydlige delene av landet. Det er imidlertid ikke lett å skille bidragene fra lokale kilder fra de fjerntliggende. Industribedriftene i Grenland og langs Sørlandskysten ligger i områder som mottar mest langtransporterte avsetninger av organiske mikroforurensninger og metaller, samtidig som innsjøene i denne regionen har høyt innhold av organisk materiale i sedimentene. I denne delen av landet er derfor geografisk beliggenhet og

naturgitte forhold viktige forutsetninger for de relativt høye konsentrasjonene av tungmetaller og organiske mikroforurensninger i innsjøsedimentene. Konsentrasjonene av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter i Rana-området, samt ved Haugesund og Sauda viser imidlertid at også lokale kilder kan være betydelige. På bakgrunn av dette, og forhøyede konsentrasjoner av sterkt partikkelassosierte forbindelser (PAH) i sedimentene fra Grenland og Sørlandsregionen, er det rimelig å anta at lokale kilder også kan ha stor betydning i disse regionene.



## Summary

Title: Regional survey of environmental contaminants. Part 1. Organic micropollutants.

Year: 1997

Author: Sigurd Rognerud, Eirik Fjeld, and Jarl Eivind Løvik.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3265-6

Concentrations of organic micropollutants (PCB, PAH, DDT, DDT-metabolites, HCH, HCB, and OCS) have been measured in surface sediments from 69 lakes in southern Norway. The atmospheric deposition of organic micropollutants originating both locally and abroad is generally the main source for these compounds in the sediments. The highest concentrations of PAH (20 000–90 000 µg/kg d.w.) have been observed along the southern coast and locally around smelters located in Mo i Rana, Haugesund, Lista, Kristiansand, Arendal and the Grenland district. The regional pattern of organochlorines were somewhat different from the PAH-pattern mainly because these compounds have been used as pesticides or by local industry in some of the catchments. Concentration of  $\Sigma\text{PCB}_7$  as high as 122 µg/kg d.w. was observed in a lake in Bergen, but generally the concentrations were decreasing from 20–40 µg/kg d.w. along the southern coast to less than 2 µg/kg d.w. in central mountain areas. Generally, the PAH and organochlorines were associated with the organic fraction in the sediments as is also the case for many of the heavy metals (Hg, Pb, Cd etc.).

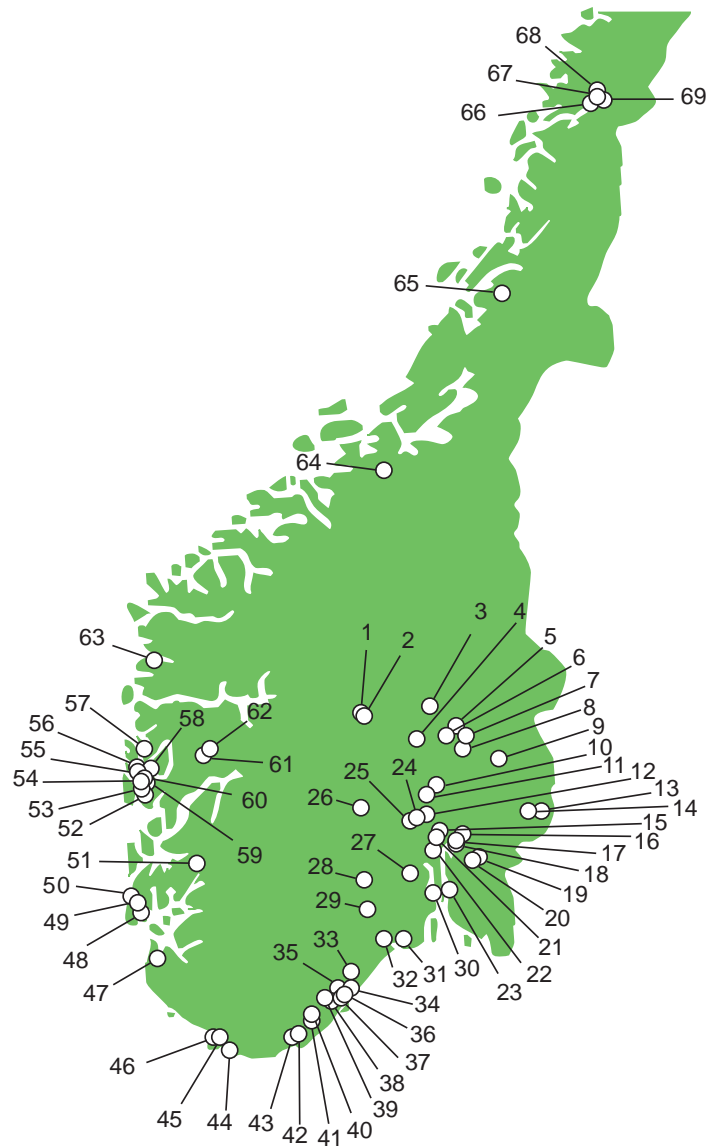
# 1. Innledning

De organiske mikroforurensningene er en samlebetegnelse for en lang rekke forbindelser. De er i hovedsak skapt av mennesker og har ofte negative effekter på miljøet. Mange er bestandige (persistente) i miljøet og kan akkumuleres i organismer og i næringskjeder, ofte med negative effekter for topp-predatorer. Atmosfæren er generelt sett den viktigste spredningsveien til ferskvann. De store mengder som hittil er produsert, og en generelt høy grad av persistens, gjør at de finnes i dag i de fleste økosystemer både i den tempererte og arktiske sone. De organiske mikroforurensningene kan deles i to hovedgrupper: De aromatiske hydrokarbonene som i hovedsak består av disykliske- og polysykliske aromatiske forbindelser (PAH), og klor/brom forbindelser som blant annet omfatter polyklorerte bifenyl (PCB), ulike pesticider samt ulike biprodukter som dannes i industriprosesser.

PAH dannes i hovedsak ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale (eks. fossile brensel), som biprodukt i industrielle prosesser (aluminium- og ferromangan-verk) og ved bruk av ulike kull- og olje- relaterte produkter. PAH inneholder flere forbindelser som er relativt persistente i enkelte deler av øko-systemet, men de akkumuleres i ubetydelig grad i næringskjeden (Knutzen 1989). PCB ble i hovedsak produsert fra 1929 og fram til slutten av 1970-åra i ulike blandinger (kloreringsgrad) for bruk i industrien. De ble i starten ikke betraktet som noen trussel for omgivelsene, men senere erfaringer har vist at de kan være miljø-skadelige hovedsakelig på grunn av persistens og biomagnifikasjon i nærings-kjeden. PCB ble produsert i betydelige mengder (1–1.5 millioner tonn, Tanabe 1988) og er fortsatt i bruk i mange land. I Norge ble bruken av PCB forbudt i 1980. Sprøyte-midler eller pesticider er stoffer som er laget med hensikt å være giftige for enkelte organismer. Kjente insekticider er DDT og lindan som fortsatt er i bruk i endel land særlig i tropiske- og subtropiske områder. Til slutt har vi biprodukter av industrielle prosesser slik som klorerte benzener (HCB, 5-CB), oktaklorstyren (OCS) og dioksiner (PCDD'er).

De organiske mikroforurensningene er generelt sett lite vannløselige, selv om enkelte av de lavmolekylære forbindelsene kan sies å være relativt løselige. De kalles derfor også ofte for hydrofobe (vannskyende) organiske forurensninger og de adsorberes eller bindes i stor utstrekning til partikler i vannmassene. Derfor er organiske mikroforurensninger svært avhengige av hva som skjer med partiklene når de transporteres i elver og tilføres innsjøer (Eisenreich 1987). Tilførselen av partikler til innsjøene er sesongbetont og episodisk. Det er særlig i forbindelse med snøsmelting og flomsituasjoner på høsten at hoveddelen tilføres. I innsjøene synker partiklene ut av vannmassene og danner sedimenter. På grunn av vinddrevne strømmer utsettes sedimenterte partikler for vekslende resuspensjon og resedimentasjon i de grunnere områdene av innsjøen. Denne prosessen skaper en størrelses-selektiv utsortering av partikler med den følge at de minste partiklene til slutt anrikes i innsjøens dypsedimenter. Da organiske mikroforurensninger oftest er knyttet til de minste organiske partiklene skjer det en betydelig anrikning av organiske mikroforurensninger i innsjøenes dypsedimenter (Dickson et al. 1984). I denne delen av økosystemet er det mørkt, kaldt og oftest lite oksygen. Dette er alle forhold som gjør at nedbrytningen vil gå svært langsomt, og dypsedimentene inneholder derfor ofte den største andelen av slike forurensninger i akvatiske økosystemer (Niimi 1994). De reflekterer også den opprinnelige sammensetningen av organiske forbindelser på bedre måte enn for eksempel biologiske prøver der en selektiv metabolisme av forbindelser finner sted (Järnberg et al. 1993). Sedimentene, som dessuten avsettes kronologisk, er derfor et velegnet medium for å studere innsjøenes og nedbørfeltene belastninger av slike forurensninger.

Hensikten med undersøkelsen er å klarlegge konsentrasjonsnivået av PAH og klorerte organiske mikroforurensninger i norske innsjøsedimenter. Vi har undersøkt 69 innsjøer fra ulike deler av landet syd for polarsirkelen (Fig. 1). Innsjøenes forurensningskilder varierer fra de innsjøene som kun mottar atmosfæriske avsetninger til de som i tillegg har direkte eller diffuse utslipp til vann i nedbørfeltene.



*Figur 1. Beliggenhet av de undersøkte innsjøene. Navn og kartreferanser er gitt i vedlegget.*

## 2. Metoder og bakgrunnsinformasjon

Det ble samlet inn 5–7 sedimentkjerner med en gravitasjons-prøvetaker fra det dypeste området i hver innsjø. Kjernene ble splittet i 1-centimeter tykke sjikt. En blandprøve av de øverste 2 cm gikk til analyse av organiske mikroforurensninger.

Ved bestemmelse av klororganiske mikroforurensninger i sedimentet blir prøven først homogenisert og frysetørret. Deretter tilsettes PCB-53 som indre standard og ekstraheres to ganger med en blanding av cycloheksan og aceton ved bruk av ultralyd-desintegrasjon. Prøvene sentrifugeres og samlet sentrifugat inndampes til tørrhet. Den inndampede prøven løses med diklormetan og opprenses ved bruk av gelpermeasjonskromatografi etterfulgt av svovelsyrebehandling. Identifisering og kvantifisering av forbindelsene utføres på en gasskromatograf (GC) med kapillærkolonne og elektroninnfangnings-detektor (ECD). Kjente standarder analyseres for hver tiende prøve på gasskromatografen.

Ved bestemmelse av PAH tilsettes frysetørket materiale deutererte PAH som indre standarder og Soxhlet ekstraheres med diklormetan. Ekstraktet renses ved partisjonering med DMT-vann som beskrevet av Grimmer og Bøhnke (1975). Deretter foretas ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Hvis svovelinnholdet er høyt, blir dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi. Prøvene ble analysert på en gasskromatograf tilkoblet flammionisasjonsdetektor (GC/FID), samt en masseselektiv detektor (MSD). Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering skjer ved hjelp av indre standarder.

I PAH-analysene inngår naftalener og noen andre disykliske forbindelser (eks. bifenyli) som ofte ikke regnes for ekte PAH (3–6 ringer). Disse er i databehandlingen summert og behandles som en gruppe kalt disykliske forbindelser. Disse er relativt flyktige og lagringstid kan redusere konsentrasjonene betraktelig. Blant de ekte PAH-forbindelsene har enkelte potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker. Summen av disse kalles  $\Sigma$ KPAH dvs. sum av identifiserte PAH-forbindelser tilhørende gr.2A eller gr.2B i IARC (1987). Hvilke forbindelser som inngår i KPAH, strukturformler, forkortelser og andre relevante opplysninger for ekte PAH forbindelser er gitt i Tab.I i vedlegget. PAH er vanligvis krystallinske stoffer som har et høyt smeltepunkt og en lav vannløselighet. Vannløseligheten avtar med en økning i molekylvekten, men forbindelser med lineære arrangementer av bensenringene, slik som antracen, er mindre løselig i vann enn de med vinklede strukturer som f.eks. fenantren (Onuska 1994). Løseligheten øker også betydelig med temperaturen. I rapporten er benzo(b)fluoranten og benzo(j,k)fluoranten slått sammen og kalt benzofluoranten (BF). Chrysen og trifenylen er også slått sammen i rapporten.

I de klororganiske analysene inngår PCB sammen med noen andre klorerte forbindelser som 5 og 6 klorerte benzener (5-CB, HCB), hexaklorsykloheksaner ( $\alpha$ -HCH og  $\gamma$ -HCH), oktaklorstyren (OCS), samt nedbrytningsprodukter (metabolitter) av DDT slik som p,pDDD og p,pDDE. I et mindre utvalg prøver har vi også analysert på DDT. En oversikt over formler og benyttede forkortelser er gitt i Tab. II. i vedlegget. Det er analysert på 10 PCB-forbindelser (kongenerer), IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, samt 105,156 og 209. De 7 første kalles "7 Dutch" og summen av disse,  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub>. Det er denne summen det ofte refereres til i forbindelse med miljøundersøkelser. Dette utvalget forbindelser utgjør vanligvis 40–70 % av den totale sum av de ca. 140 forbindelser (209 teoretisk mulige) som er identifisert i signifikante mengder i PCB blandinger (Kannan et al 1992). Av disse 140 er det bare ca 100 som vanligvis finnes i signifikante mengder i miljøprøver, hvorav igjen kanskje bare 50 har toksikologisk betydning (Niimi 1994). I litteraturen kan derfor  $\Sigma$ PCB variere noe avhengig av antall summerte forbindelser, men  $\Sigma$ PCB<sub>7</sub> er ofte et sammenlignbart mål. Løseligheten av PCB i ferskvann

er svært lav og avtar stort sett med en faktor på 0,5–0,3 pr. kloratom, fra ca. 7200 µg/l for mono-forbindelser til 0,2 µg/l for dekalorobifenyl, PCB-209 (Moore og Walker 1991). Mønsteret for løseligheten for PCB-forbindelsene er sammenlignbart med PAH som også stort sett avtar på samme måte med økende molekylvekt.

For den statistiske databehandlingen er det et stort problem at det i analyseskjemaene oppgis tidvis konsentrasjonen av enkelte forbindelser som “mindre enn” deteksjonsgrensen, eller som ikke kvantifiserte verdier grunnet såkalte “maskeringer” av signalet. En direkte bearbeiding av materialet uten estimater for disse manglende verdiene hadde ført til at mange av innsjøene hadde blitt utelatt i alle multivariate analyser. Den relative fordeling av de ulike forbindelsene kan være en viktig informasjon når det gjelder kildeanalyser (Næs og Oug 1997), og reduksjoner i antall observasjoner går ut over styrken på resultatet av de statistiske analysene. Dessuten hadde ΣPAH og ΣPCB blitt underestimert uten disse estimatene. Dette kunne ha gitt betydelige feil når en nærmer seg bakgrunnsnivåene og i sedimenter med lavt innhold av organisk materiale. Derved kunne også regionale oversikter og sammenligninger ha blitt beheftet med feil. Estimeringen av verdier for “mindre enn” og “maskert” observasjonene ble gjort på følgende måte: “Scatterplot” viste at konsentrasjonene av flere forbindelser var nært korrelert. Denne informasjonen ble brukt til å estimere verdier for “maskert” data og for “mindre enn” data. For de sistnevnte data kunne vi i mange tilfeller også samholde estimatene med primærdata fra laboratoriet der det var oppgitt verdier selv om de var lavere enn grensen for sikre analyser. Det var en meget god overenstemmelse, noe som viser at de angitte “usikre” verdiene fra laboratoriet sannsynligvis var nær de reelle i de fleste tilfellene.

En redundans-analyse (RDA) ble benyttet for å sammenfatte resultatene fra undersøkelsen. En slik analyse kan oppfattes som en mellomting mellom en prinsipal komponent-analyse (PCA) og separate multiple regresjoner for hver av de avhengige variablene. Mens man i en PCA forsøker å redusere dimensjonaliteten i en enkelt multivariat datamatrix til noen få tolkbare dimensjoner (prinsipale komponent-akser), tvinger man i en RDA disse dimensjonene til å være lineære kombinasjoner av et sett uavhengige forklaringsvariabler. Resultatene av en RDA kan framstilles i en egen figur; et såkalt biplott. Dette plottet viser hovedtrekkene i variasjonsmønsteret til de avhengige variablene så langt denne variasjonen kan forklares av de uavhengige variablene. Biplottet framstiller også hovedmønsteret i korrelasjonskoeffesientene mellom de uavhengige og de avhengige variablene. I biplottet er de uavhengige variablene indikert med piler som utgår fra origo, mens de avhengige variablene er indikert ved punkter. Vektorer (piler eller punkter) som utgår i omlag samme retning fra sentrum indikerer at variablene er positivt korrelert, vektorer som står vinkelrett på hverandre indikerer ingen korrelasjon, mens vektorer som peker i motsatt retning er negativt korrelert. Lengden av vektorene indikerer viktigheten av variablene i redundans-analysen.

### 3. Tidligere undersøkelser

SFT har foretatt en detaljert gjennomgang av i alt 32 miljøgifter (Dons og Beck 1993, Beck og Jaques 1993). De enkelte stoffene/stoffgruppene er vurdert mht. forekomst i miljøet, kilder til utslipp, spredning og transport i miljøet, utslippsmengder, miljøeffekter, tiltak, mål og rangering. Blant de organiske mikroforurensningene rangeres bl.a. PAH og PCB i gruppe I (stoffer som representerer et betydelig miljøproblem i Norge). Forbindelser som DDT, heksaklorbenzen (HCB), lindan ( $\gamma$ -HCH) og oktaklorstyren (OCS) er rangert i gruppe II (stoffer som representerer et miljøproblem i Norge). Inntil omkring 1990 foreligger det imidlertid bare få undersøkelser av organiske mikroforurensninger i ferskvann i Norge. Variasjonsområder for målte konsentrasjoner i ferskvannssedimenter fra tidligere undersøkelser i Norge er gitt i tabeller i vedlegget.

I forbindelse med en kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster på slutten av 1970-tallet, ble det påvist tidvis relativt høye konsentrasjoner i sigevann fra Grønmo fyllplass ved Oslo og i forurensede bekker i Oslo-området (Berglund og Gjessing 1980). En undersøkelse av sedimentene i Padderudvannet ved E 18 (nær Oslo) i begynnelsen av 1980-årene indikerte at avrenningen av PAH fra motorveien var beskjeden, men veien hadde da kun eksistert i 13 år (Lygren og Gjessing 1984). Omtrent samtidig ble det også lokalt funnet meget høye PAH-konsentrasjoner i Heddalsvatnet i Telemark som tidligere var resipient for et ferromanganverk (Knutzen og Berglund 1980, Knutzen 1984). I nyere undersøkelser har det blitt påvist økte konsentrasjoner i sedimentet i Padderudvannet i forhold til de som ble observert i den forrige ovenfor siterte undersøkelsen, sannsynligvis på grunn av en betydelig økning i trafikken og bruk av veien over lengre tid (Bækken og Jørgensen 1994). Videre er det vist at snø fra brøytekanter langs trafikkerte veier og gater i Oslo-området var betydelig forurensset av bl.a. PAH og PCB (Bækken 1994). PAH-forurensning i Norge er kvantifisert og fordelt på ulike kilder og sortert etter utslipp til vann, luft og jord i en rapport fra NIVA og NILU (Berge et al. 1995).

Ved tidligere undersøkelser av innsjøsedimenter (overflatesedimenter) i Norge er det påvist  $\Sigma$ PAH-konsentrasjoner i størrelsesorden 200–70 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (enkelte verdier på ca. 180 000–390 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt, se vedlegg). De høyeste verdiene er fra de ovennevnte undersøkelsene av Padderudvannet og Heddalsvatnet. I innsjøer i Troms og Finnmark, på Svalbard og Bjørnøya, som i hovedsak bare var påvirket av atmosfæriske tilførsler, ble det i forbindelse med AMAP-programmet målt sedimentkonsentrasjoner i området ca. 350–1200  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (overflatesediment, perylen fratrukket, Skotvold et al. 1997). I innsjøer i Nordland ble det imidlertid funnet høyere konsentrasjoner (ca. 1200–7000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt, perylen fratrukket). I Farrisvannet i Vestfold ble de høyeste konsentrasjonene av PAH registrert på 10–20 cm sedimentdyp ( $\Sigma$ PAH-verdier opptil ca. 20 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvek, Holtan 1995). Dette var sannsynligvis forårsaket av lokale tilførsler som følge av jernverksdrift og trekullproduksjon som var på sitt høyeste rundt midten av 1800-tallet. Relativt høye konsentrasjoner av  $\Sigma$ PAH (ca. 9000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt) ble også målt i dypere sedimentsjikt ved en lokalitet i Femunden (Holtan et al. 1994), men der representerte forbindelsen perylen 94 % av  $\Sigma$ PAH. Perylen er en forbindelse som kan dannes naturlig i reduserende miljø som f.eks. myrer og anaerobe sedimenter (se kapittel 5 og Knutzen 1989 for referanser).

Konsentrasjoner av  $\Sigma$ KPAH i norske innsjøsedimenter er tidligere funnet å variere i området ca. 100–15 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt med enkeltverdier på ca. 50 000–109 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (Heddalsvatnet). Konsentrasjoner av benzo(a)pyren er registrert i intervallet <0,5–ca. 1300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt med enkeltverdier større enn 5000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (Heddalsvatnet).

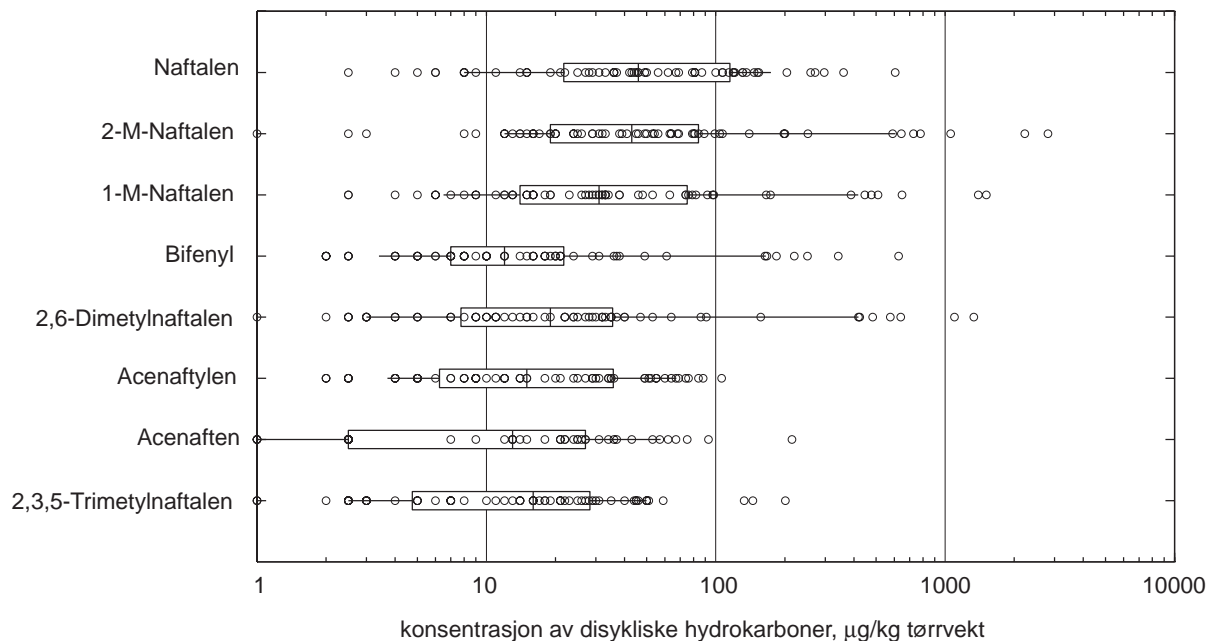
Det foreligger mindre med data om klororganiske forbindelser i innsjøsedimenter i Norge enn tilfellet er for PAH. Nivåer av klororganiske komponenter i fisk er imidlertid kartlagt i en del lokaliteter fra

slutten av 1960-tallet (se Brevik et al. 1995). Tildels høye konsentrasjoner av  $\Sigma$ DDT ble påvist i sedimenter og fisk fra Ørsjøen i Østfold i 1975/76 som følge av lokale utslipp fra en planteskole (Kveseth 1981). Nye undersøkelser i samme innsjø i 1994 viste at det fortsatt var meget høye DDT-konsentrasjoner i sedimentene i enkelte deler av innsjøen (340–193 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt, Brevik et al. 1996). I gruntområder i Mjøsa er det til sammenlikning registrert  $\Sigma$ DDT-konsentrasjoner i området 0,3–3,2  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (Kjellberg 1992). I sedimenter fra norske innsjøer varierer  $\Sigma\text{PCB}_7$  i området 0,3–ca. 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (se tabellen i vedlegget). De høyeste konsentrasjonene ble registrert i et område av Åkersvika i Mjøsa som mottok avrenning fra NSB-verkstedet i Hamar (Kjellberg 1992). HCB i innsjø-sedimenter er funnet å variere i området <0,1–ca. 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt i Norge med høyeste verdier fra Åkersvika (Kjellberg 1992). Insektmidlet lindan ( $\gamma$ -HCH ) er registrert i størrelsesorden <0,1–ca. 300  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt med høyeste verdier fra Ørsjøen (Brevik et al. 1995). Lindan er forøvrig påvist i avrenning fra flere barkdeponier og sagbruksområder bl.a. i Hedmark (Løvik 1993). Oktaklorstyren (OCS) er tidligere registrert i sedimenter fra gruntområder i Mjøsa i konsentrasjoner opp mot ca. 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt (Kjellberg 1992).

## 4. Resultater

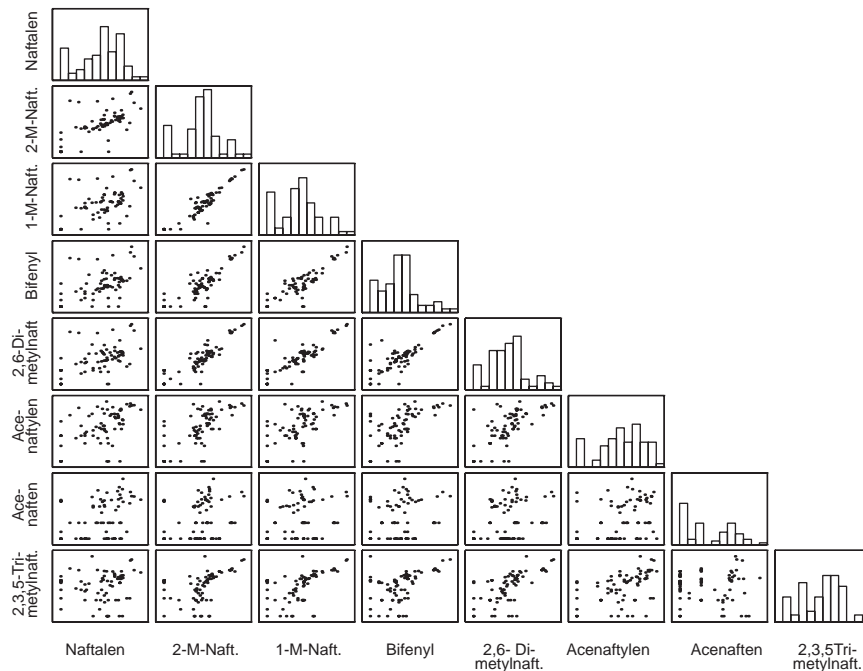
### 4.1 Disykliske hydrokarboner

Disse forbindelsene viste en stor variasjon i prøvene, fra lavere enn deteksjongrensen til ca 5000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (Fig. 2). Naftalen hadde høyest medianverdi, men korrelasjonen med de andre disykliske forbindelsene var dårlig (Fig. 3). Dersom vi ser bort fra Tveitavatn i Bergen (som har hatt direkte PCB-utslipp og dessuten er anriktet på 2,3,5-Trimetylnaftalen) så var det en god samvariasjon mellom de metylerte naftalenene (2-M-Naftalen, 1-M-Naftalen, og 2,3,5 Trimetylnaftalen) også inkludert Bifenyl (Fig. 3). Det er derfor rimelig å anta at disse forbindelsene stort sett har de samme hovedkildene. Mange av de disykliske forbindelsene er relatert til bruk av petroleumsprodukter. Båttrafikk, avrenning fra vei og bensinstasjoner er derfor mulige kilder. Da disse forbindelsene er relativt vannløselig og lettere nedbrytbare, vil utslipp i nedbørfeltet betinge store variasjoner i sedimentene. Mjøsa ved Brumunddal og Store Skorovatn er eksempler på innsjøer med en høy andel oljerelaterte forbindelser (se vedlegget). Det er likevel bemerkelsesverdig at vi observerte de høyeste verdiene av disykliske forbindelser i innsjøene fra Grenlands-regionen og nedover kysten mot Kristiansand. Flere av disse innsjøene må ha vesentlig atmosfæriske kilder, og iallfall mindre direkte utslipp enn innsjøene i mer urbane områder slik som i Bergens-regionen. Det er derfor mulig at det også er et element av atmosfæriske avsetninger for disse forbindelsene, muligens fra lokale luftutslipp.



**Figur 2.** Fordeling av de disykliske hydrokarbonenes konsentrasjoner i sedimentene. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilene. Den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50 %-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen ( $n = 69$ ).





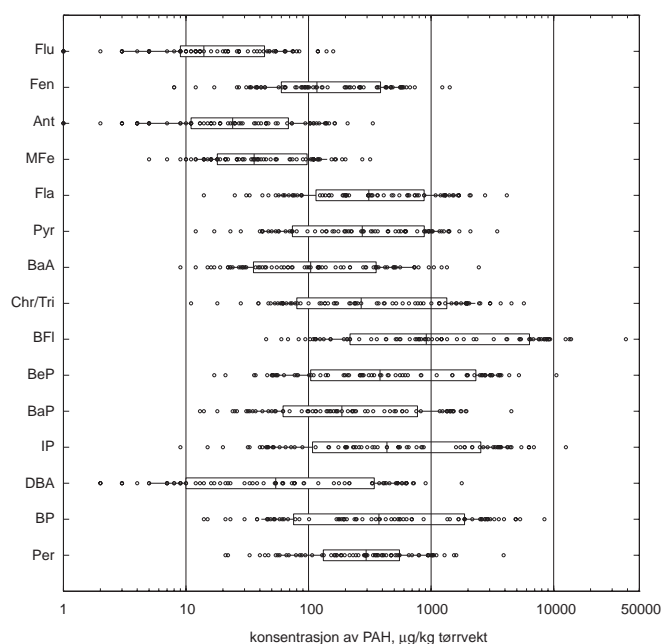
**Fig. 3.** Scatterplott på log-transformerte data som viser samvariasjon av de enkelte disykliske forbindelsene.

## 4.2 Ekte PAH (3-6 ringer)

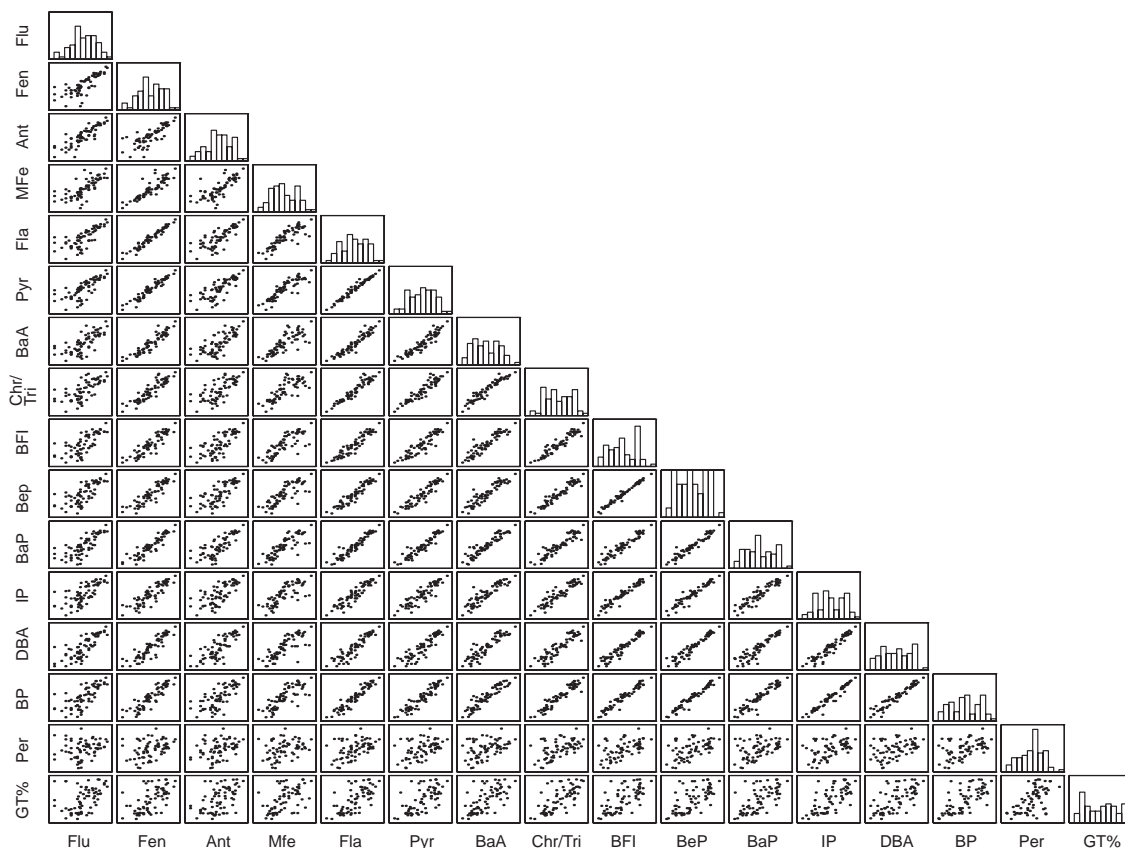
Benzofluoratenene hadde gjennomgående de høyeste konsentrasjonene, men også den største variasjonen sammen med Dibenzantracenen (Fig. 4). Fluoren, Antracen, Metyl-fenantren og Dibensofluoranten hadde oftest konsentrasjoner i området 10–100 µg/kg, mens de resterende forbindelsene stort sett varierte i området 100–1000 µg/kg. Perylen hadde en liten grad av samvariasjon med de andre forbindelsene (Fig. 5). Dette kan forklares ved at det sannsynligvis bare er perylen av de undersøkte PAH-forbindelsene som dannes i naturlige prosesser, mens de andre forbindelsene er mer forbrenningsrelaterte. Bakgrunnsverdiene er imidlertid sjelden null for de forbrenningsrelaterte PAH-forbindelsene, da det også finnes naturlige kilder for disse forbindelsene, slik som skogbranner og kullstøv. Med unntak av perylen hadde PAH-forbindelsene en god samvariasjon og spesielt god var denne for de som består av 4-6 ringer.

Selv om variasjonen i konsentrasjonene av perylen var blant de minste av PAH-forbindelsene (Fig. 4) så varierte andelen perylen av  $\Sigma$ PAH betydelig (Fig. 6). Det var også en generell trend mot økende andeler ved synkende verdier for  $\Sigma$ PAH. Det er verd å merke seg at andelen perylen kan være så høy som 70%, fra innsjøer som ligger lengst fra lokale kilder, eller mottar lite avsetninger fra atmosfæren (Fig. 7). Diskusjoner vedrørende  $\Sigma$ PAH i et forurensningsperspektiv bør derfor ikke inkludere perylen.

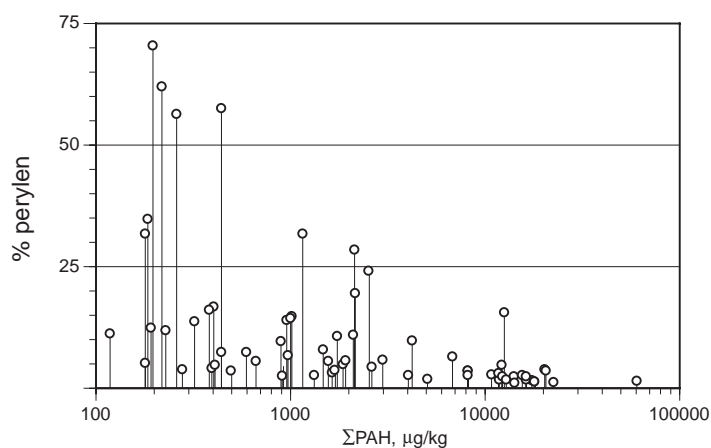
$\Sigma$ PAH (minus perylen) varierte fra ca 200 og opptil 90 000 µg/kg og andelen KPAH var nær 70% i gjennomsnitt (Fig. 8). Benzofluorantenene utgjorde mer enn halvparten av  $\Sigma$ KPAH, mens benzo(a)pyren som er den mest undersøkte forbindelsen blant de kreftfremkallende PAH-forbindelsene, utgjorde bare omkring en tiendel (Fig. 9).



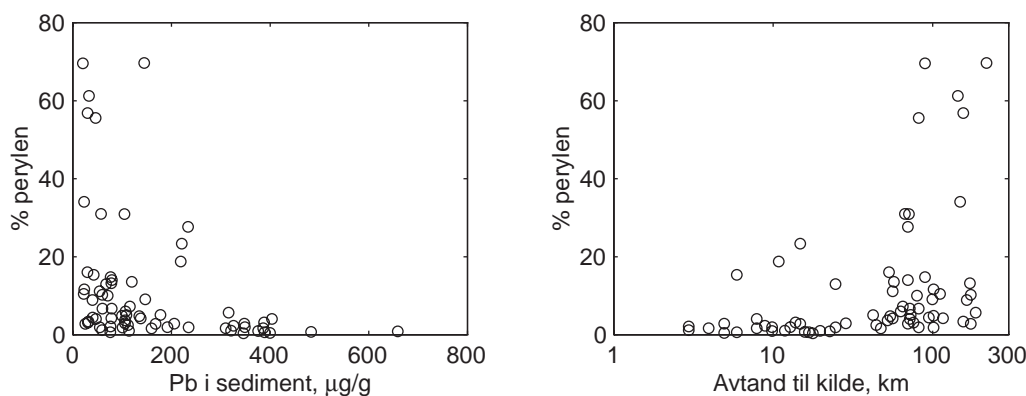
**Figur 4.** Fordeling av konsentrasjoner i sedimentene for de ekte PAH-forbindelsene. Boksene viser intervaller mellom 25- og 75-prosentilene. Den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervaller mellom 10- og 90-prosentilen ( $n = 69$ ).



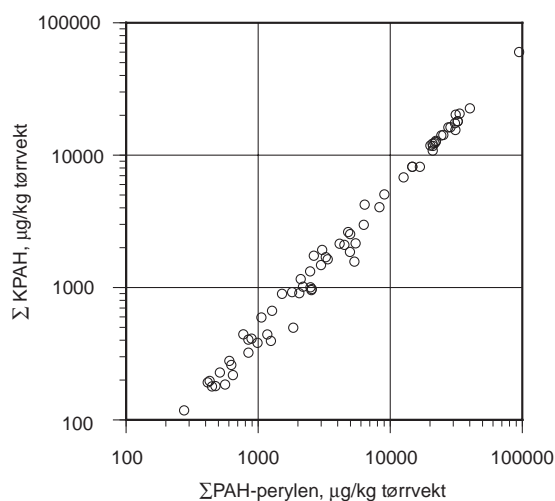
**Figur 5.** Scatterplott på log-transformerte data som viser samvariasjon mellom de enkelte ekte PAH-forbindelsene og glødetap (GT%) i sedimentet.



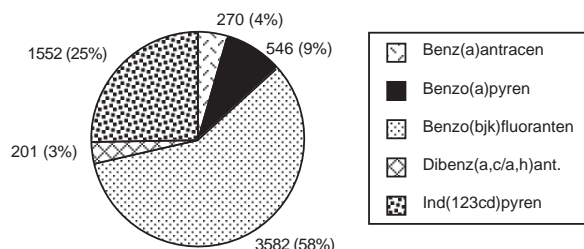
**Figur 6.** Prosentandelen perylen i ΣPAH.



**Figur 7.** Sammenhengen mellom andelen perylen av ΣPAH og avstanden fra større lokale utlipp til luft, samt blykonsentrasjonen i sedimentet.

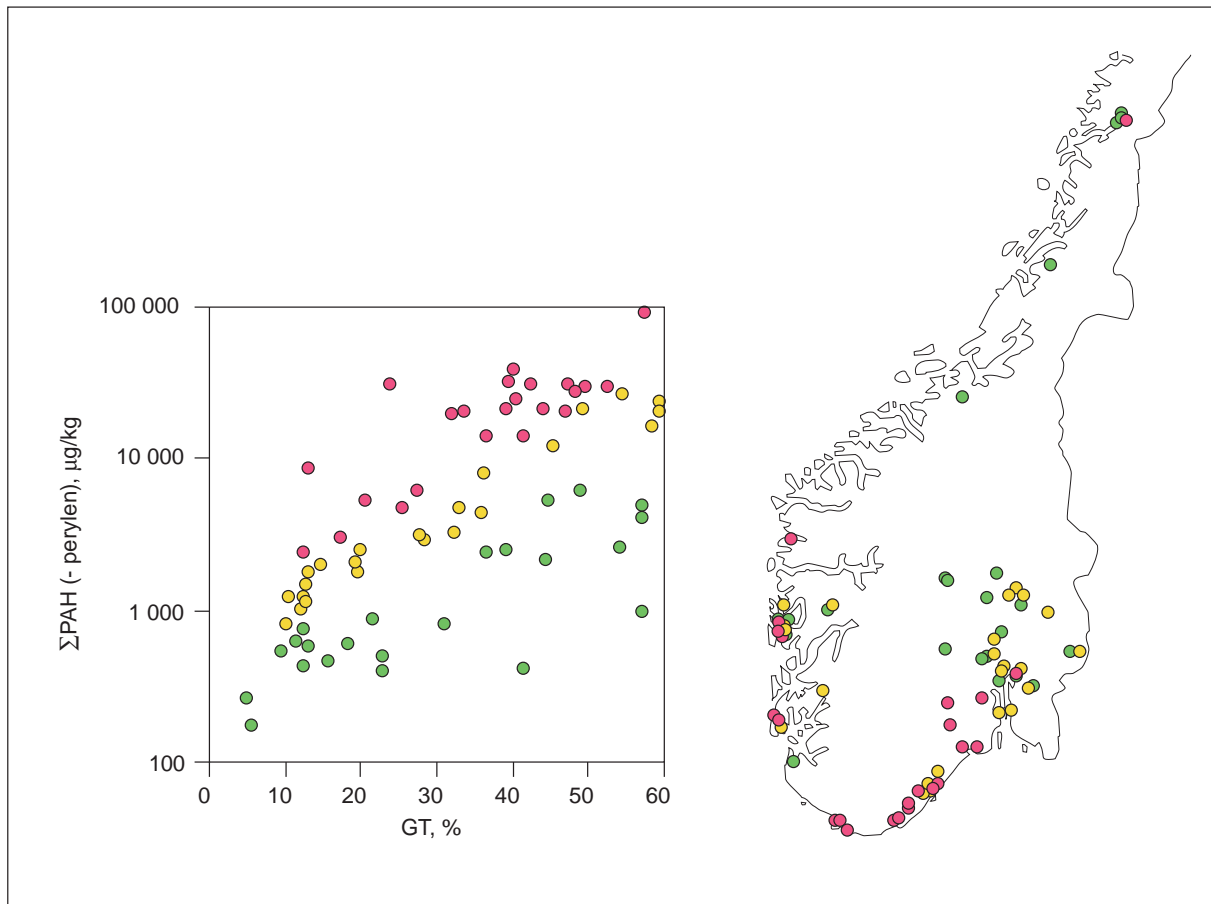


**Figur 8.** Sammenhengen mellom ΣPAH (minus perylen) og summen av karsinogene PAH (ΣKPAH). De forbindelsene som inngår i ΣKPAH er gitt i Tab. I i vedlegget.



**Figur 9.** Fordelingen av de ulike forbindelsene som utgjør ΣKPAH (µg/kg) basert på gjennomsnittsverdier av konsentrasjoner for alle observasjonene.

Sedimentenes innhold av organisk materiale samvarierte relativt godt med  $\Sigma$ PAH (minus perylen) (Fig.10). Det var et klart mønster med høyeste forhold mellom  $\Sigma$ PAH og organisk materiale (målt som glødetap) langs kystsonen fra Oslofjorden og opp mot Sogn og Fjordane hvor vi også må forvente størst betydning av atmosfæriske avsetninger (Fig. 10). De laveste forholdene ( $\Sigma$ PAH/GT) ble registrert i innlandet og nord for Sogn og Fjordane (Fig. 10). Enkelte innsjøer f. eks. Heddalsvatn, som ligger nær industrivirksomheten på Notodden, hadde et høyt forhold selv om  $\Sigma$ PAH var relativt lav antagelig på grunn av lite organisk innhold i sedimentene. Det er derfor nødvendig å justere for sedimentets glødetap når en skal diskutere betydningen av kildene. Det ser også ut som at sedimentene må inneholde organisk materiale for at de konsentrasjonene som observeres skal reflektere kildenes betydning i en regional sammenheng.

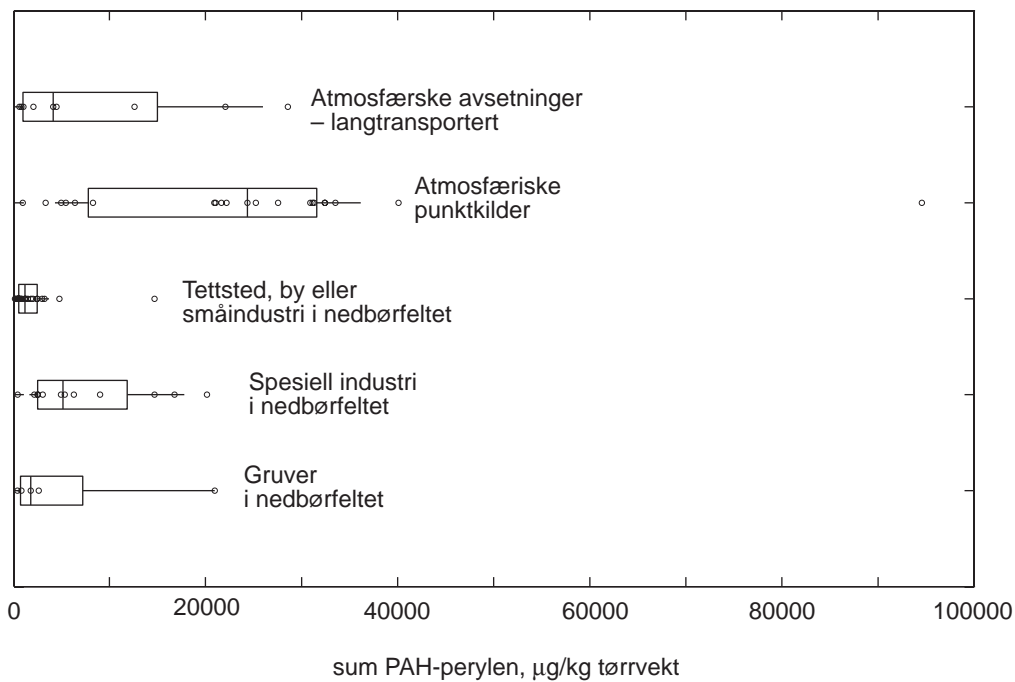


**Figur 10.** Sammenhengen mellom konsentrasjonene av sum ekte PAH (minus perylen) og organisk innhold i sedimentet uttrykt som glødetap (GT %). Observasjonene er inndelt i tre fargekodede grupper. De grønne punktene representerer den nedre tredjedelen av residualene fra regresjonen sum ekte PAH på GT. De gule og de røde punktene representerer henholdsvis den midtre og øvre tredjedelen av residualene.

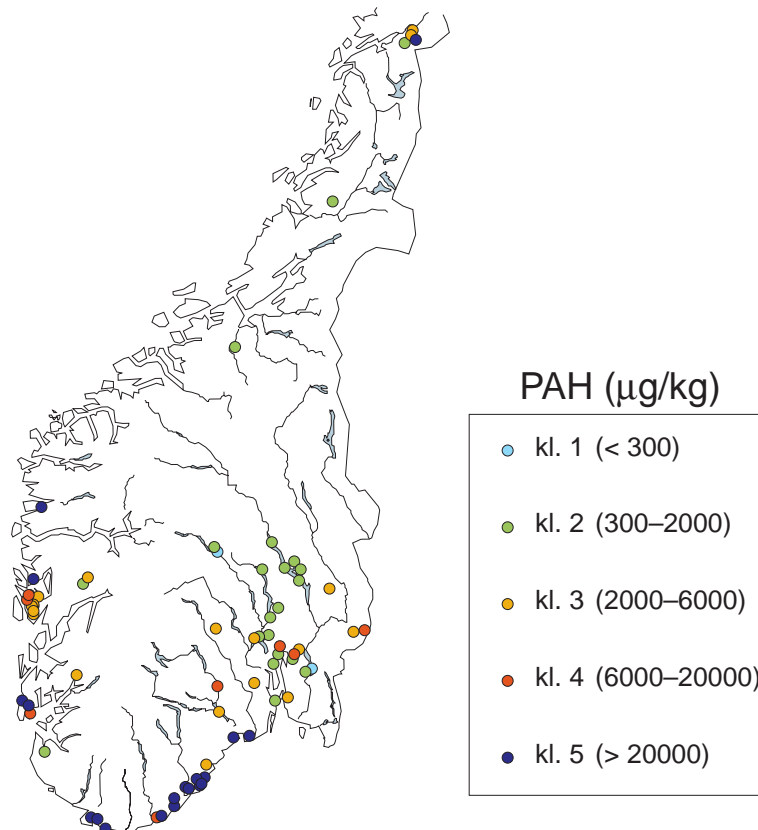
Ved feltarbeidet ble hver innsjø med nedbørfelt tilordnet i 5 ulike grupper ut fra det vi vurderte som den eller de betydeligste foreureningskildene til innsjøene. Alle innsjøene er i utgangspunktet utsatt for atmosfæriske kilder, men for to av gruppene var dette den dominerende kilden. Det var i gruppen "innsjøer med atmosfæriske punktkilder i nærheten (innen ca. 10 km fra innsjøen)" som vi fant de høyeste konsentrasjonene (Fig. 11). Konsentrasjonen i Austlandsvatns sedimenter på Sørlandskysten

var ca. 90 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , noe som er klart høyere enn i resten av innsjøene. Dette vatnet hadde også gjennomgående høye metallverdier i sedimentet. Forøvrig var det ikke stor forskjell på konsentrasjonene i de ulike gruppene (Fig. 11). Kildegrupperinger ga ikke det forventede resultat antagelig fordi innholdet av organisk materiale varierer betydelig mellom gruppene.

Innsjøenes tilstand er klassifisert ut fra sedimentets konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PAH}$  (minus perylen) etter de inndelingskriterier som er gitt i Molvær et al.(1997). De mest forurensede sedimentene (klasse 5, meget sterkt forurenset) fant vi langs kysten fra Grenlandsregionen og opp til Sogn og Fjordane (Fig.12). Store Raudvatnet (nr.100) som ligger i nærheten av Mo i Rana befinner seg også i denne klassen. Betydningen av langtransporterte forurensninger er imidlertid liten i Rana-området, slik at nærliggende vatn som på grunn av dominerende vindretninger ikke påvirkes særlig av røyken fra industriområdet (f.eks. Andfiskvatnet) hadde lave verdier (Klasse 2). Innsjøer i klasse 3 og 4 fant vi et stykke innenfor kysten gjerne i forbindelse med lokal industri eller tettsteder. Moderat forurensede sedimenter (klasse 2) fant vi i Mjøsa (5 lokaliteter), i Randsfjorden, i Oslo-området, på Jæren og i Trøndelag. Lite eller ubetydelig forurensede sedimenter ble kun observert i Strondafjorden ved Fagernes og i Øyeren. Begge disse innsjøene hadde meget lavt innhold av organisk materiale i sedimentet noe som antagelig var en sterkt medvirkende årsak til denne plasseringen.



**Figur 11.** Variasjonene i konsentrasjonene av  $\Sigma\text{PAH}$  (minus perylen) i fem ulike kildegrupper. Inndelingen er subjektiv og basert på observasjonene ved feltarbeidet.

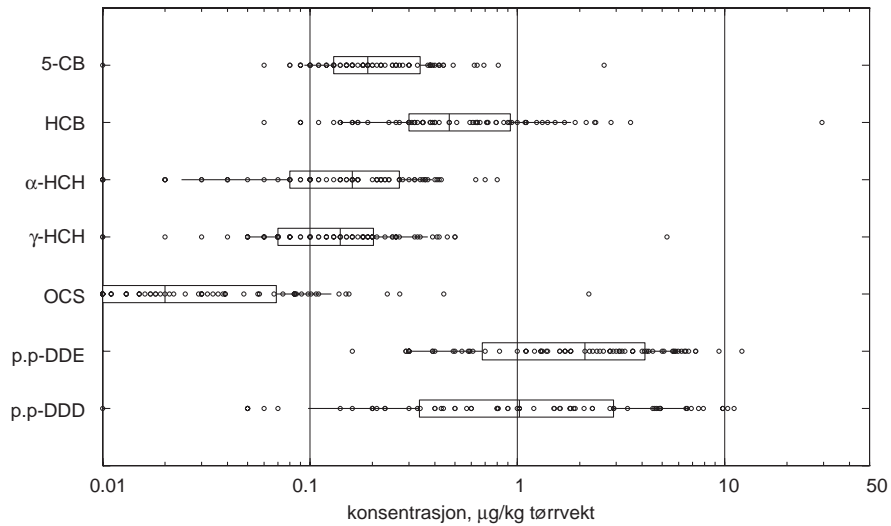


**Figur 12.** Konsentrasjoner av  $\Sigma$ PAH (minus perylen) inndelt i ulike tilstandsklasser ut fra forurensningsgrad (Molvær et al. 1997). Kl. 1–5 er henholdsvis liten, moderat, markert, sterk og meget sterk forurensningsgrad.

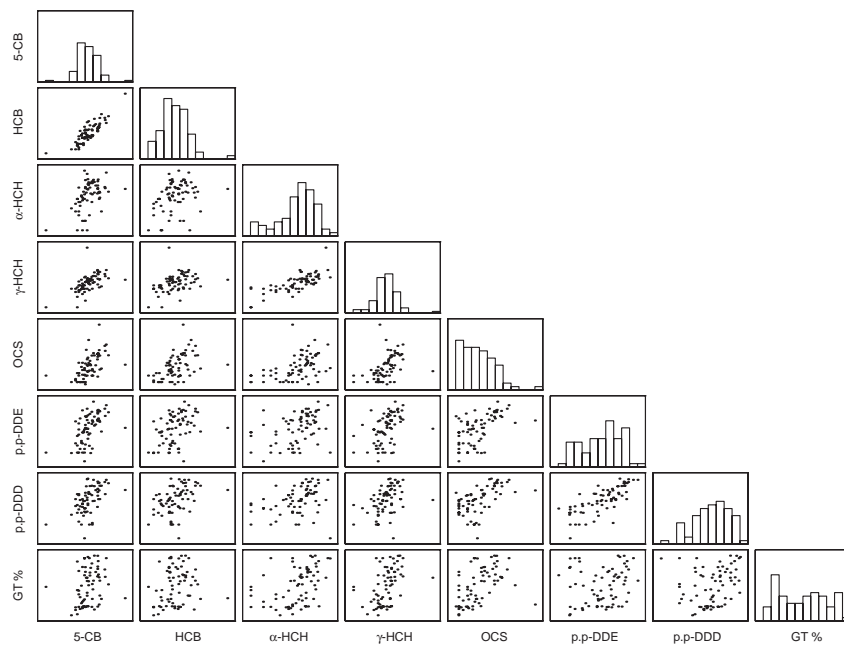
### 4.3 Klororganiske forbindelser

For klororganiske forbindelser utenom PCB var konsentrasjonene gjennomgående høyest for DDT-derivatene og lavest for oktaklorstyren (Fig.13). Generelt må konsentrasjonene sies å være lave, men enkelte innsjøer har forhøyede verdier. DDE og DDD viste en høy grad av samvariasjon, men var ikke spesielt godt korrelert til de andre forbindelsene (Fig.14). Disse derivatene utgjorde også hoveddelen av  $\Sigma$ DDT (Fig.15). Begge HCH-isomerene var nær korrelert og hadde tilnærmet samme konsentrasjon og variasjon i innsjøsedimentene. Lindan, eller  $\gamma$ -HCH, forekom i spesielt høye konsentrasjoner (5,3 µg/kg) i Nordre Åklangen antakelig på grunn av bruk av dette sprøytemidlet på tømmeret som ble lagret i og like ved innsjøen.

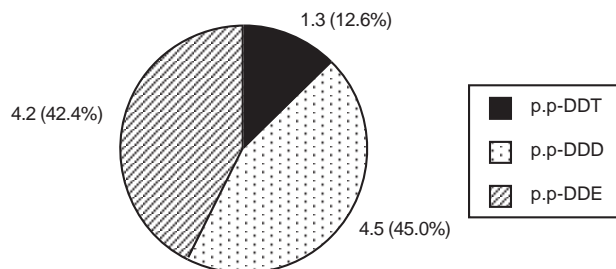
De høyklorerte benzenene (5-CB og HCB) var nært korrelert og forekom i konsentrasjoner hovedsakelig mellom 0,1 og 1 µg/kg. Orrtunvannet i Bergen hadde ca. 10 ganger høyere konsentrasjoner av disse forbindelsene enn de andre innsjøene, noe som antakelig skyldes utslipp i nedbørfeltet. Oktaklorstyren forekom i lavest konsentrasjon og var ikke spesielt godt korrelert til de andre nevnte forbindelsene. Langtjern i Lørenskog hadde konsentrasjoner over 10 ganger høyere enn de andre innsjøene. Årsaken til dette må være lokale utslipp i nedbørfeltet, men vi vet ikke fra hvilke virksomheter.



**Figur 13.** Variasjonen i konsentrasjonene av de ulike klororganiske forbindelsene i sedimentet (unntatt PCB). Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilene. Den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervallet mellom 10- og 90-prosentilen.

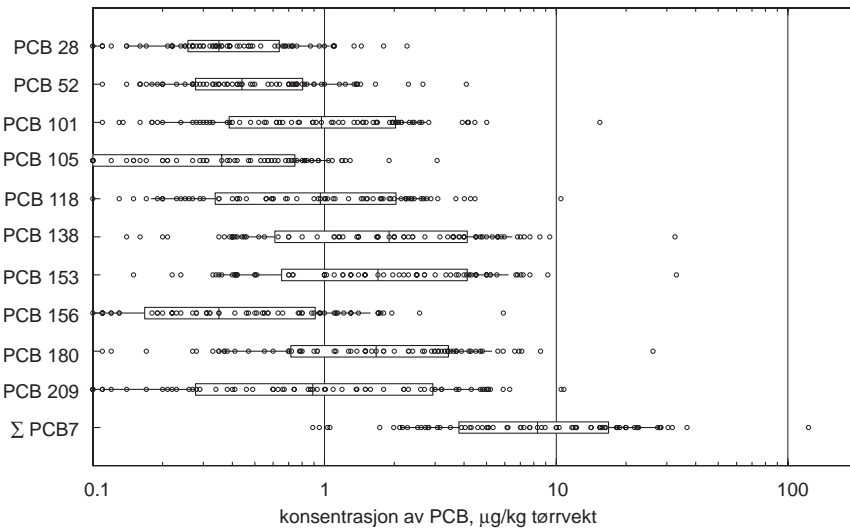


**Figur14.** Scatterplott på log-transformerte data som viser samvariasjon av de enkelte klororganiske forbindelsene, unntatt PCB-forbindelsene.



**Figur 15.** Andelen av DDT-metabolitter i ΣDDT i sedimenter fra et utvalg av 10 innsjøer.

De enkelte PCB-forbindelsene forekom hovedsakelig i konsentrasjonsområdet 0,2-5  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , og det var en generell tendens til høyere verdier med økende klorering (Fig. 16).  $\Sigma\text{PCB}_7$  varierer fra 1 til ca 30  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , mens Tveitvatn i Bergen hadde konsentrasjoner på over 100  $\mu\text{g}/\text{kg}$  på grunn av lokale utslipp. Flere sedimentsjikt ble undersøkt i dette vannet da sedimentene hadde en spesiell konsistens. Det var høye konsentrasjoner av PCB i de øverste 15 cm i dette vannet, noe som viser at utslippene har en lengre historie.



**Figur 16.** Fordeling av konsentrasjoner i sedimentene for PCB-forbindelsene. Boksene viser intervallet mellom 25- og 75-prosentilene. Den vertikale streken inne i boksen viser medianen (50-prosentilen), mens de horisontale strekene viser intervallet mellom 10- og 90 -prosentilen ( $n = 69$ ).

Den letteste eller lavest klorerte PCB-forbindelsen (PCB-28) og den tyngste, fullklorerte forbindelsen (PCB-209) viste generelt ingen god korrelasjon med de andre forbindelsene eller  $\Sigma\text{PCB}_7$  (Fig. 17). I denne sammenhengen vil vi imidlertid gjøre oppmerksom på at kvantifiseringen av PCB-28 og PCB-209 er relativt usikker og at dette kan være en medvirkende årsak til mangel på god samvariasjon med de andre PCB-forbindelsene. De andre PCB-forbindelsene derimot var godt korrelert, også med  $\Sigma\text{PCB}_7$ , og best var samvariasjonen for nærstående nummer eller kloreringer.

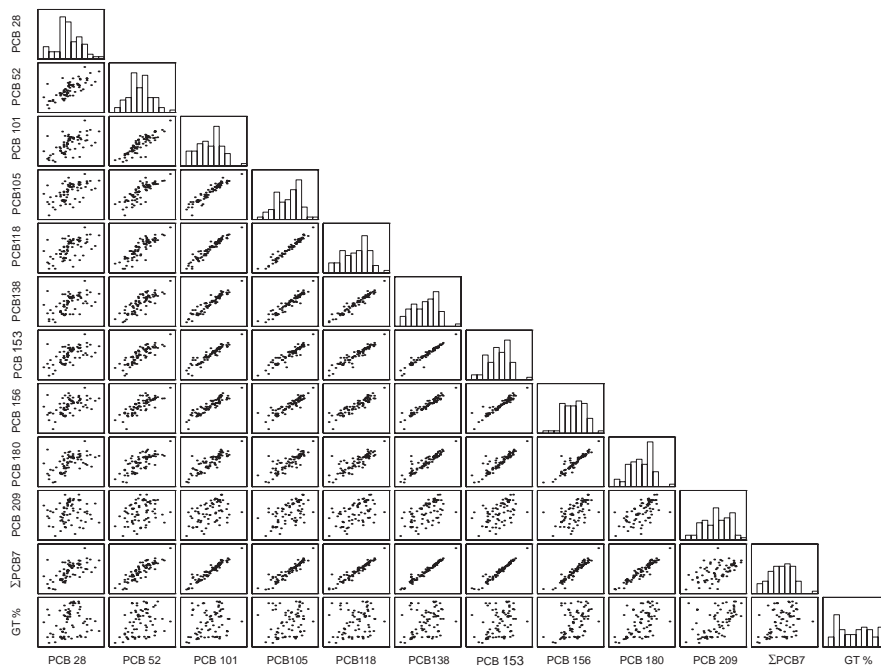
Konsentrasjonen av de enkelte PCB-forbindelsene var ikke spesielt godt korrelert til sedimentets organiske innhold målt som glødetap (GT), med unntak av PCB-209 (Fig. 18). Mønsteret for PCB-209 konsentrasjonene hadde store likheter med tilsvarende for  $\Sigma\text{PAH}$  med høye konsentrasjoner i de kystnære områdene. De høyeste konsentrasjonene av PCB-209 fant vi oftest i sedimenter med et høyt innhold av organisk materiale.

Konsentrasjonene av  $\Sigma\text{PCB}$  var høyest i innsjøene som har tettsteder og industri i nedbørfeltet, og i innsjøer som lå nær lokale atmosfæriske utslipp. Gruvesjøene hadde lave PCB-konsentrasjoner (Fig. 19).

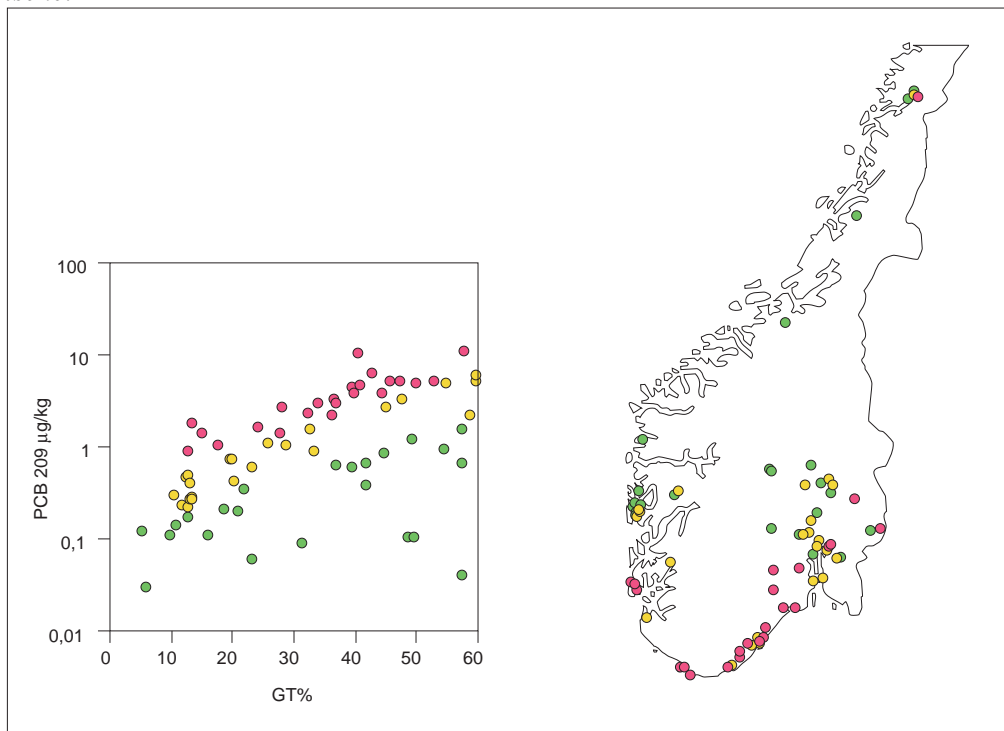
Innsjøenes tilstand er klassifisert ut fra sedimentets konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB}_7$  etter de inndelingskriterier som er gitt i Molvær et al. (1997) (Fig. 20). De mest forurensede sedimentene (klasse 5, meget sterkt forurensset) var ikke representert, mens Tveitvatn i Bergen var eneste innsjø i klasse 4. Tilsammen 6 innsjøer nær smelteverk eller byer ble klassifisert som moderat forurensset (klasse 3). De fleste innsjøene hadde lite til moderat forurensede sedimenter, med lavest forurensningsgrad i innlandet og på nordvestlandet. Vi kan spesielt nevne de store innsjøene Randsfjorden, Øyeren,



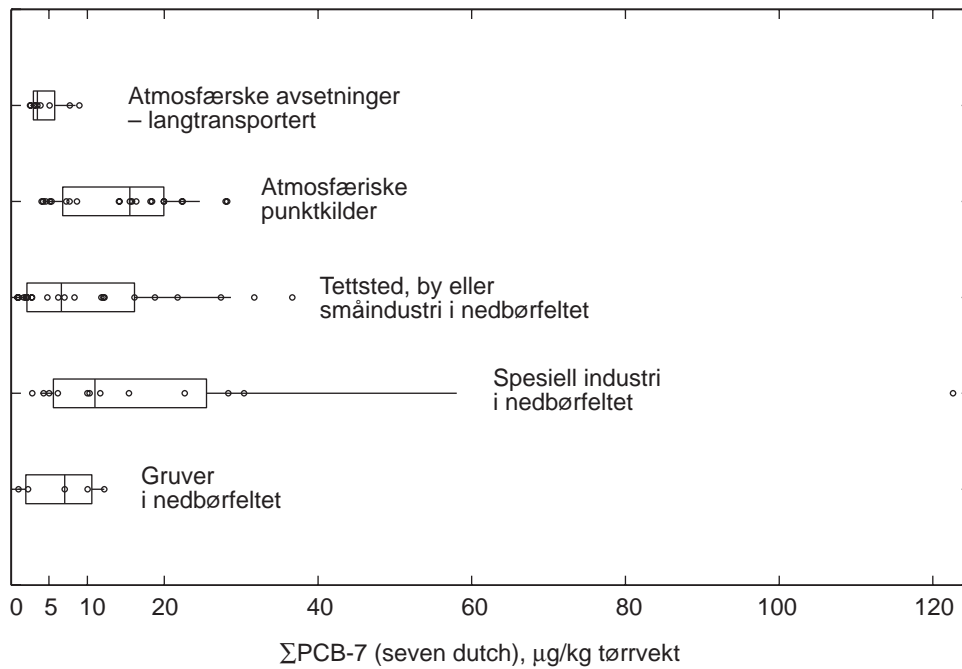
Strondafjorden, Norsjø og deler av Mjøsa som på våre prøvetakningsteder alle hadde lite forurensete sedimenter.



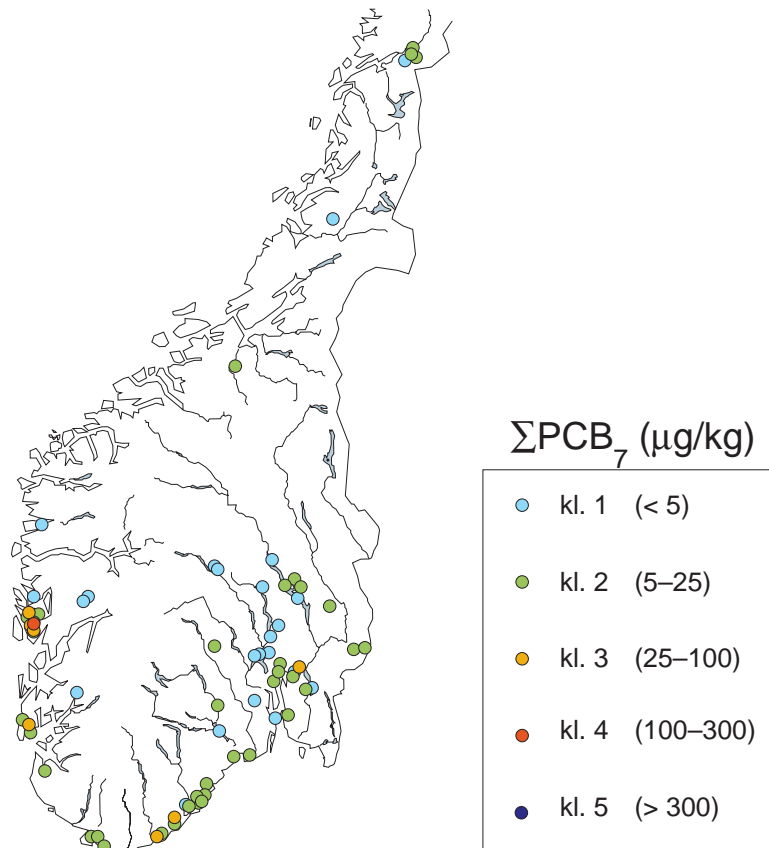
**Figur 17.** Scatterplott på log-transformerte data som viser samvariasjonen av de enkelte PCB-forbindelsene.



**Figur 18.** Sammenhengen mellom konsentrasjonene av PCB-209 og organisk innhold i sedimentet uttrykt som glødetap (GT). Observasjonene er fargekodet. De grønne punktene representerer den nedre tredjedelen av residualene fra regresjonen  $\Sigma$ PAH på GT. De gule og de røde punktene representerer henholdsvis den midtre og øvre tredjedelen av residualene.



**Figur 19.** Variasjonene i konsentrasjonene av  $\Sigma\text{PCB}_7$  i fem ulike kildegrupper. Inndelingen er subjektiv og basert på observasjoner i felt.

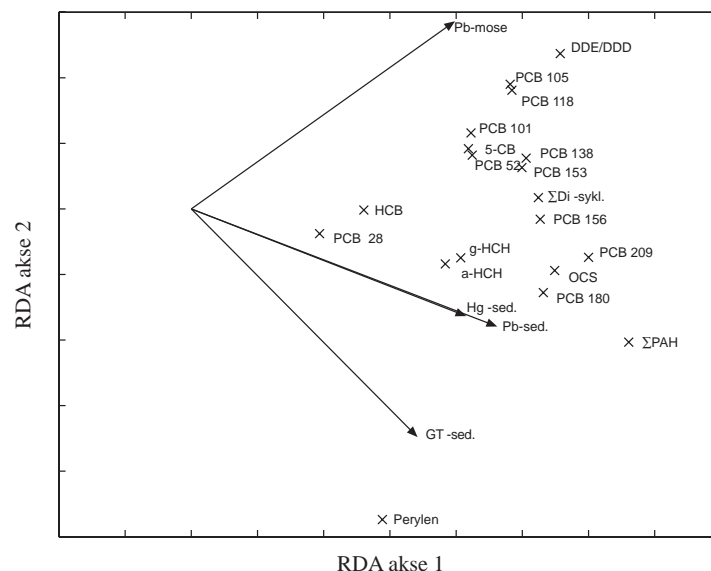


**Figur 20.** Konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB}_7$  inndelt i ulike tilstandsklasser ut fra forurensningsgrad (Molvær et al. 1997). Kl. 1-5 er henholdsvis liten, moderat, markert, sterk og meget sterk forurensningsgrad.

#### 4.4 Organiske mikroforurensninger i en multivariat analyse (RDA)

Det ble benyttet en redundansanalyse (RDA) for å gi et multivariat bilde av konsentrasjonene av de organiske mikroforurensningene der sedimentets organiske innhold (GT), metaller i sedimentet og blykonsentrasjoner i terrestriske moser er uavhengige forklaringsvariabler (Fig. 21). Blykonsentrasjoner i moser er benyttet som et uttrykk for den relativ betydningen av atmosfærisk langtransporterte avsetninger. Konsentrasjonene i mose ble estimert ut fra den generelle landsoversikten som er gitt av Steinnes et al. (1997) for perioden 1985–1990. Det antas at dette representerer tidsmidlet for det avsatte 0–2 cm sedimentsjiktet. RDA analysen fanger opp 96 % av den totale variansen i datasettet. Dette fordeler seg på henholdsvis 86 % på RDA akse 1 og nær 10 % på RDA akse 2.

RDA akse 1 viser at de organiske mikroforurensningene dels var assosiert til sedimentets organiske fraksjon, og dels til bly i mose. Blykonsentrasjonen i mose kan oppfattes som et generelt uttrykk for langtransporterte atmosfæriske forurensninger. I biplottet ligger sum PAH, de tyngre PCB-forbindelsene (156, 180 og 209) og oktaklorstyren (OCS) nær Pb og Hg i sedimentet. Disse tungmetallene er nær assosiert til den organiske delen av sedimentet (glødetapet). Det er derfor rimelig å anta at disse organiske forurensningene har noe av det samme avsetningsmønsteret og assosiasjon til sedimenterende organiske partikler som Pb og Hg. Langs RDA akse 2 synes det å være en tendens til at de lettere PCB-forbindelsene (101, 105, 118, 138) blir mindre assosiert til glødetap dess lavere klorerte de er og trekker seg mot det rene langtransport signalet (Pb i mose). Vel å merke er dette en mindre framtrødende tendens i materialet i og med at denne RDA akse beskriver kun 10 % av variasjonen i datamaterialet. DDT-derivatene (sum DDE og DDD) ligger også nær langtransport-signalet (Pb i mose). Den letteste PCB-forbindelsen (PCB-28) ligger nær senteret fra biplottet sammen med HCB. Dette betyr at deres variasjonsmønster vanskelig kan beskrives ut av glødetapet i sedimentet og metallavsetningene alene. HCH-isomerene plasserer seg nært Pb og Hg i sedimentet, men er dratt noe mer mot senteret av plottet enn de tyngre PCB-kongenerene. Dette viser at deres variasjonsmønster blir noe dårligere beskrevet. De letteste PAH-forbindelsene (disykliske) var mindre assosiert til glødetapet enn de ekte PAH-forbindelsene, og trakk seg mer mot signalet for langtransportert. PAH-forbindelsen perylen plasserte seg nærmest ortogonalt i forhold til Pb i mose. Dette viser at perylen-konsentrasjonene ikke er assosiert til de langtransporterte forurensningene.



**Figur 21.** Biplott basert på redundansanalyse av organiske mikroforurensninger mot tungmetaller (Pb, Hg) og glødetap (GT) i sedimentet samt Pb i mose (mål på atmosfæriske blyavsetninger). De organiske mikroforurensningene er markert med kryss, mens de uavhengige variablene er markert med piler.

## 5. Diskusjon

Sedimenter som er forurenset av PAH og PCB kan være en økologisk trussel for de organismene som lever i kontakt med sedimentet (Payne et al. 1988). De klororganiske forbindelsene kan også overføres via næringskjeden til andre organismer, men dette gjelder i liten utstrekning for PAH (Knutzen 1995). Sedimentene er ofte blant de første stedene en kan finne tegn på at omgivelsene er blitt utsatt for slike forurensninger, og det er også blant dyr som lever i nær kontakt med sedimentene at de første økologiske effektene kan registreres (Barrie et al. 1997).

Med polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) menes i det følgende tri- til heksasykliske PAH-forbindelser (unntatt perylen) bestemt ved hjelp av gasskromatografi med glasskapillarkolonne. Primære PAH-kilder (opprinnelig dannelsessted) er nær sagt enhver ufullstendig forbrenning (pyrolyse) av organisk materiale slik som fossile brensel og biomasse (trevirke, gras og torv), samt utslipp/spill av kull og oljerelaterte produkter (Singh et al. 1993, Malley et al. 1996). Det finnes derfor naturlige PAH-kilder slik som skogsbranner og forekomster av kull og olje. Disse kan i enkelte tilfeller gi betydelige bidrag til konsentrasjonene av PAH forbindelsene. I urbane områder er søl eller direkte utslipp av oljerelaterte produkter, inklusive asfaltslitasje, viktige kilder i tillegg til atmosfæriske avsetninger (Bækken 1993, Malley et al. 1996). Utenom de urbane områdene er imidlertid de menneskeskaptede forbrenningskildene slik som eksos fra kjøretøyer, avgasser fra energiverk (kull- og olje-fyrt), vedovner og industriprosesser oftest de viktigste kildene (Malley et al. 1996). Den sot-relaterte PAH som dannes ved forbrenning spres i atmosfæren og transporteres over lange avstander assosiert til små aerosolpartikler (Bæk et al. 1991). De kan derfor avsettes flere tusen kilometer fra de nærmeste kjente kildene (Brun et al. 1991).

Stoffer adsorbert til aerosoler avsettes fra atmosfæren som nedfall av støv (tørravsetning) eller som regn og snø (våtavsetning). Dette er den helt dominerende mekanismen som overfører ikke-flyktige stoffer, slik som bly, til innsjøene, men den er også viktig for halvflyktige forbindelser slik som enkelte PAH- og PCB-forbindelser (Vlahos et al. 1995). Adsorpsjonsgraden for disse organiske forbindelsene øker ved synkende temperatur og økende molekylvekt (Wannia og Mackay 1995). Dette fører til at de tyngste PAH- og PCB-forbindelsene i hovedsak er knyttet til aerosoler ved temperaturer som er vanlig for våre breddegrader. Den sterke partikkelbindingen gjør at disse forbindelsene har et atmosfærisk transportmønster som likner Pb. Disse PAH- og PCB-forbindelsene oppfører seg også likt Pb ved at de direkte atmosfæriske avsetningene på innsjøoverflaten dominerer over de indirekte tilførselene via nedbørfeltet (Vlahos et al. 1995). Dette forklarer hvorfor daterte sedimentprofiler fra innsjøer på den nordlige halvkule viser en stor grad av samvariasjon mellom konsentrasjonene av Pb og forbrenningsrelatert PAH nedover i sedimentet, og endringene i konsentrasjonene kan forklares ut fra tidstrender i forbrenningen av fossile brensel (Heit et al. 1981, Furlong et al. 1987).

Vi har tatt med Pb i våre multivariate analyser for å få inn en forklaringsvariabel som kan beskrive en dimensjon som er typisk for lite eller ikke-flyktige langtransporterte forurensninger. I tillegg til dette har vi tatt med Hg som et eksempel på et langtransportert element som i hovedsak forekommer i gassfasen og i liten grad er knyttet til aerosoler ved temperaturer som er vanlige i våre områder. Hg beskriver derfor en dimensjon i analysene som er mer typisk for halvflyktige forbindelser slik som de lettere PCB-forbindelsene, HCH og HCB (Mackay et al. 1995).

Det var en nær sammenheng mellom konsentrasjonene i sedimentene av PAH og metaller som Pb og Hg i vår undersøkelse. Trolig er derfor ikke bare transportmønsteret svært likt, men også prosessene som bringer forbindelsene ned i sedimentet og som sørger for en tilnærmet kronologisk parallell avsetning. PAH i sedimentet var nært assosiert til organisk materiale, slik det også har vist seg å være for enkelte langtransporterte tungmetaller som Hg og Pb i sør-norske innsjøsedimenter (Fjeld et al.

1993). Innsjøenes karbonisyklus er derfor svært avgjørende for metaller (Santchi 1988) og PAHs bevegelses-mønster innen økosystemet (Baker og Eisenreich 1989). Langtransporterte forurensninger og sedimentets organiske innhold var hovedårsaken til variasjonen av Pb- og Hg-konsentrasjoner i sør-norske innsjøsedimenter (Fjeld et al. 1993). Det er derfor rimelig å anta at det også er disse variablene som fører til de forhøyede PAH-konsentrasjonene i sedimentene vi finner i deler av Sør-Norge. Vi kan også nevne at avsetninger av langtransporterte PAH-forbindelser antas å være hovedårsaken til de forhøyede PAH konsentrasjoner som har blitt observert i skogsmark på Sørlandet (Aamot et al. 1996).

I diskusjoner omkring nivåer av PAH blir oftest forbindelsen perylen utelatt. Dette skyldes at andelen perylen av total PAH øker nedover i sedimentet, noe som tyder på en naturlig dannelse av perylen (Wakeman et al. 1980). Det er imidlertid ikke gitt noen fullgod forklaring på hvordan denne dannelsen skjer, men det er antydning at perylen kan dannes fra tilførte landplantepigmenter under anoksiske forhold i sedimentene (Prah og Carpenter 1983). I vårt materiale utgjør perylen en betydelig andel av PAH i enkelte innsjøer, og andelen var høyest i områder med lave verdier av  $\Sigma$ PAH, dvs. i de områder som har de laveste atmosfæriske avsetningene og minst avrenning fra kilder i nedbørfeltet. I en diskusjon om PAH som forurensere av miljøet må derfor perylen ekskluderes i  $\Sigma$ PAH.

Den regionale fordelingen viser høyest konsentrasjoner av PAH i kystområdene fra Grenlands-regionen og ned til Lista. Dette området mottar vanligvis også den største delen av de langtransporterte forurensningene (Steinnes et al. 1997). Langs denne kyststripen finner vi imidlertid også industri med betydelige utslipp til luft. Sammensetningen av ulike PAH-forbindelser i sedimenter fra noen norske fjordområder med utslipp fra aluminiumsverk er undersøkt av Næs og Oug (1997). De har vist at ulike prosesser eller rutiner i verkene kan gi opphav til en noe forskjellig PAH-sammensetning eller "fingeravtrykk" i sedimentet, og at dette kan være med på å identifisere utslippet. Vi kan imidlertid ikke identifisere slike fingeravtrykk i vårt materiale fordi det er en høy grad av samvariasjonen mellom de enkelte PAH-forbindelsene. Det er derfor ikke mulig å skille mellom betydningen av lokale kilder og langtransport. Likhetene i molekylærsammensetningen i mange PAH kilder og forandringer i fordelingen av molekylene gjennom fysisk, kjemisk og biologisk nedbrytning i miljøet gjør at en kvantitativ fordeling av kildene basert kun på molekylære "fingeravtrykk" oftest ikke er mulig (Malley et al. 1996). En indikasjon på betydningen av lokale kilder har vi imidlertid fra Rana-distriktet der betydningen av langtransporterte forurensninger er svært liten i forhold til de tidligere utslippene til luft fra jern- og koksverket. Konsentrasjoner av PAH i områdene medvinds fra disse kildene viser at det lokale påslaget kan være betydelig (20 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , dvs. over 20 ganger bakgrunnskonsentrasjonene). Tilsvarende indikasjoner har vi også for innsjøene ved Haugesund som er påvirket av luftutslipp fra det lokale aluminiumsverket. Det er imidlertid svært sjelden at en enkelt kilde dominerer tilførselen av PAH til et sediment (untatt ved store oljesøl, skogsbranner og punktkilder). Den naturlige variasjonen i karbonisotop-verdier av PAH i sedimentene har vist seg å være mindre enn i de opprinnelige kildene (Malley et al. 1996). Det skjer derfor en "uniformering" av molekylsammensetningen gjennom sedimentasjon og avsetning i sedimentet. Det var en betydelig konsentrasjonsgradient over Norge. Generelt sett avtok PAH-konsentrasjonene fra ca. 40 000–90 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  på de mest utsatte stedene i Sør-Norge til ca. 8 000  $\mu\text{g}/\text{kg}$  i Nordland, og under 1 000 i Troms og Finnmark (supplert med data fra Skotvold et al. 1997 for de tre nordligste fylkene). Lave verdier (<500  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) ble også registrert på Nord-Vestlandet og i indre deler av Østlandet.

Dersom vi bruker SFTs klassifikasjonssystem for marine sedimenter (Molvær et al. 1997) havner mange av våre innsjøer i klasse 4 og 5, dvs. sterkt til meget sterkt forurenset. Generelt sett var PAH-konsentrasjonene betydelig høyere i sedimenter fra norske innsjøer enn fra marine farvann. Dette kan skyldes at innsjøene er effektive feller (høy sedimenteringshastighet av organisk materiale), og at avsatte PAH-forbindelser har en lang transportveg til havet hvor de kan utsettes for lys og annen nedbrytning før de når endelig avsetninger i marine sedimenter. Nedbrytningstiden for PAH i estuariesedimenter ser også ut til å være vesentlig kortere enn i ferskvannsedimenter, antagelig på grunn av større bioturbasjon (Shiaris 1989).

Flere undersøkelser har vist at biotilgjengeligheten av PAH reduseres ved økende mengde organisk materiale i sedimentet (Coates og Delfino 1993, oppsummert av Knutzen 1995). Konsentrasjonen i biota i forhold til i sedimentet (biokonsentrasjon) synes å avta med økende andel finkornede partikler og organisk karbon i sedimentet (Maruya et al. 1997). Dette skyldes noe enkelt forklart at disse bestanddelene av sedimentet senker andelen løste PAH-forbindelser i porevannet (Brannon et al. 1995). Sedimentlevende organismer er imidlertid ikke bare eksponert for forurensninger i porevannet, men også via næringskjeden (konsum av forurensede sedimenter). Selv om biotilgjengelighet ofte diskuteres i sammenheng med utløsning (desorpsjon) av PAH fra sedimentet har det blitt understreket av flere at utløsning av PAH fra sedimentpartikler i fordøyelsessystemet kan være en minst like viktig eksponeringsrute (se Payne et al. 1988). Means og McElroy (1997) konkluderer med at det trengs mer arbeid for å klargjøre den relative betydningen av ulike eksponeringsruter, og at det dessuten kan være store forskjeller i biokonsentrasjon mellom ulike dyregrupper avhengig av aktivitetsmønster, vekstrater og fødepreferanser. Sett i dette perspektivet er det derfor ikke sikkert at et høyt innhold av organisk materiale i et innsjøsedimentet nødvendigvis behøver å bety redusert biotilgjengeligheten av PAH for alle grupper av dyr som lever i nær kontakt med sedimentet.

Det er stor usikkerhet om hvilke grenser av PAH som kan brukes som såkalte "toxicity treshold" (effektgrenser) i innsjøsedimenter. I en undersøkelse etter Exxon Valdez ulykken i Prince William sundet i Alaska ble 4 000 µg/kg tot PAH benyttet som "toxicity treshold" (Burns et al. 1997), mens Payne et al. (1997) rapporterer biokjemiske effekter ved svært lave PAH-konsentrasjoner (1000 µg/kg). Disse effektgrensene henspiller imidlertid på oljerelaterte PAH der effektgrensene generelt er lavere enn for sot-relaterte PAH. Knutzen (1995) sier i denne sammenheng at forskjellene mellom de "toxicity treshold" som rapporteres i litteraturen og de en finner i moderat forurensede marine fjord-sedimenter i Norge, kan skyldes utilstrekkelige laborietester ved at sot-assosierte PAH er mindre tilgjengelige enn oljerelaterte eller eksperimentelt løst PAH. Det er sjelden at økologiske skader er rapportert for marine bunndyrbestander ved PAH-konsentrasjoner under 10 000 µg/kg, men skader er mer vanlig over 50 000 µg/kg (Knutzen 1995). I vår undersøkelse må vi anta at hoveddelen av PAH-forbindelsene er sot-relaterte og at effektgrensene sannsynligvis er mer lik de som er gitt ovenfor av Knutzen (1995). I tillegg har vi de usikkerheter som er knyttet til et generelt noe høyere organisk innhold i ferskvannsedimentene i forhold til marine sedimenter, med hensyn til biologiske effekter slik som diskutert ovenfor.

De høye PAH-verdiene i vår undersøkelse ble også generelt ledsaget av en høy andel ΣKPAH (de potensielt kreftfremkallende forbindelsene av PAH). Dette gjalt spesielt for enkelte innsjøer langs kysten fra Grenlandsområdet til Lista. ΣKPAH har i hovedsak sin kilde ved forbrenning av fossile brensel ved høye temperaturer, og en høy andel av disse kan tyde på lokale kilder, som smelteverkene i denne regionen. Benzofluorantene som er hovedforbindelsene i ΣKPAH i denne undersøkelsen, dominerer ofte i utslipp fra smelteverk (Knutzen 1995).

Vi antar at ved de høyeste verdiene av ΣPAH og ΣKPAH som vi har observert i vår undersøkelse kan ikke biologiske effekter utelukkes. Dette gjalt spesielt i mange av innsjøene langs kysten fra Grenlandsområdet til Lista der høye PAH-konsentrasjoner også ble ledsaget av forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og klorerte organiske forbindelser. I de andre delene av landet er det lite sannsynlig at PAH konsentrasjonene har noen økologisk betydning.

Det regionale mønsteret for konsentrasjonene av klororganiske forbindelser skilte seg noe fra mønsteret i konsentrasjonene av PAH-forbindelsene. Det var blant annet flere innsjøer som hadde, eller har hatt, utslipp til vann i nedbørfeltene slik som Tveitvatn i Bergen (PCB), Åklangen i Hedmark (lindan), Orrtunvannet i Bergen (HCB) og Langtjern i Lørenskog (oktaklorstyren). I

førstnevnte innsjø var konsentrasjonen så høy (ca 120 µg/kg,  $\Sigma\text{PCB}_7$ ) at biologiske effekter ikke kan utelukkes. Vi har foreløpig ingen forklaring til disse bortsett fra for Åklangen, der lokale sagbruk har brukt lindan på lagret tømmer.

Dersom vi benytter SFTs klassifikasjonssystem for  $\Sigma\text{PCB}_7$  utviklet for marine sedimenter (Molvær et al. 1997), var det generelt en lavere forurensningsgrad enn tilfelle var for PAH (kun en innsjø i klasse 4). Med unntak av innsjøer med antatte punktutslipp til vann så finner vi de høyeste konsentrasjonene fra Grenlandsregionen og nedover langs Sørlandskysten slik som tilfellet også var for PAH. Høye konsentrasjoner av PCB på grunn av atmosfæriske avsetninger ble også observert langs svenskekysten, og det ble antydning at fordamping fra havet kombinert med sjøsprøyt kunne være en medvirkende årsak til dette (Larsson og Okla 1989). Det er imidlertid vanskelig å skille denne indirekte kilden fra generell atmosfærisk langtransport. Nedgangen i konsentrasjoner av  $\Sigma\text{PCB}_7$  nordover i landet var mindre markert enn for PAH. Generelt sett avtok konsentrasjonen fra 10–20 µg/kg i de mest belastede områdene i Sør-Norge til 5–15 µg/kg i Nordland og Troms og 1–4 µg/kg i Midt- og Vest-Finnmark (supplert med data fra Skotvold et al. 1997 for de nordligste fylkene). I Øst-Finnmark var verdiene noe høyere (5–10 µg/kg) muligens på grunn av industrivirksomhet i regionen (Skotvold et al. 1997).

Den multivariate statistiske analysen (RDA) og “scatter-plottene” illustrerer at PCB-forbindelsene generelt var dårligere assosiert til sedimentets organiske innhold enn PAH og metallene. I litteraturen rapporteres styrken i samvariasjonen mellom PCB-forbindelser og organisk karbon i sedimenter å være svært variabel, fra tilnærmet ingen sammenheng til relativt gode sammenhenger (Gevao et al. 1997). Det var imidlertid en tendens til at en økning i molekylvekten av PCB-forbindelsene også ga en sterkere assosiasjon til sedimentets organiske materiale. Den fullklorerte forbindelsen, PCB-209, viser ofte en høyere andel av total mengde PCB i sedimenter enn dens forekomst i de kommersielle PCB-blandingene (Oliver et al. 1989). En mulig forklaring kan være at PCB-209, som har høy resistens mot nedbrytning og liten flyktighet (Oliver et al. 1989), med tiden blir overrepresentert i sedimentet i forhold til lettere, flyktigere forbindelser. Justerer vi for effekten av organisk materiale i sedimentet finner vi at innsjøene med høyest konsentrasjoner av PCB-209 ved en gitt glødetapsverdi ligger i områder med smelteverk- og elektrolyse-industri, slik som ved Notodden, i Grenlandsregionen, langs Sørlandskysten, ved Haugesund og i Rana. Det er ofte nevnt at høyere forekomst av slike “partikkel-assosierte” PCB-forbindelser i avsetninger fra luft finnes nær lokale kilder fordi partiklene har en betydelig kortere oppholdstid i atmosfæren enn de mer flyktige forbindelsene (Rhode et al. 1980). Dette kan indikere at PCB-209 dannes i prosesser ved ovennevnte industrivirksomheter.

Den flyktige PCB-forbindelsen, PCB-28, lå nær den flyktige forbindelsen HCB i det multivariate plottet, og de var dårlig assosiert til de dimensjonene som beskriver organisk innhold i sedimentet (GT) og ikke-flyktige langtransporterte forurensninger (Pb mose). Dette er rimelig sett ut fra disse forbindelsenes høge andel i gassfasen i forhold til i partikkelfasen (i atmosfæren) ved temperaturer som er vanlige for våre områder, og at de dessuten har en høy grad av reemittering etter avsetning (Mackay og Wannia 1996). For de andre PCB-forbindelsene var det en svak tendens til at deres assosiasjon til sedimentets organiske innhold økte med deres kloreringsgrad. Dette kan forklares med at en økende kloreringsgrad fører til en synkende flyktighet og en økende styrke i bindingen til organiske partikkeloverflater (Vlahos et al. 1995).

Oktaklorstyren (OCS) var også noe assosiert til organisk materiale og lå svært nær de tyngste PCB-forbindelsene i det multivariate plottet. En god samvariasjon mellom PCB, metaller og OCS ble også observert i Lake Ontario's sedimenter (Kaminsky og Hites 1984). Denne forbindelsen er kjent som et biprodukt dannet blant annet i klorid- og magnesium-produksjon (Kaminsky og Hites 1984). Kjente norske kilder med slike utslipp er magnesiumfabrikken på Herøya i

Grenlandandsregionen og Falconbridge Nikkelverk i Kristiansand (Dons og Beck 1993). Det er rimelig å anta at OCS også er sterkt partikkelbundet og derfor forekommer i forhøyede konsentrasjoner nær lokale kilder slik som de tyngste PCB forbindelsene. Det er mulig at dette er en medvirkende årsak (ved siden av langtransport) til de noe høyere verdiene i sedimentene fra Grenlandsregionen og langs Sørlandskysten.

Heksaklorbenzen (HCB) har vært fremstilt til bruk som fungisid, men HCB dannes også ved forbrenning av klorholdig materiale (bl.a.søppelforbrenning) og ved produksjon av løsemidler (Bignert et al. 1996). I det multivariate plottet lå det nær sentrum sammen med PCB-28. Dette viser at HCB er dårlig assosiert til sedimentets organiske fraksjon og at avsetningsmønsteret avviker fra de ikke-flyktige langtransporterte forurensingene (målt som Pb i mose). HCB er en relativt flyktig, persistent forbindelse som i stor grad forekommer i gassfasen ved vanlige temperaturer (Mackay et al. 1995). Det er først ved lave temperaturer ( $< -10^{\circ}\text{C}$ ) at denne forbindelsen kondenserer og avsettes på aerosoler i nevneverdig utstrekning (Mackay et al. 1995). På denne måten skiller HCB seg fra tyngre PCB- og PAH-forbindelser samt Pb som alle er nært assosiert til partikler og avsettes nærmere kildeområdene (Wannia og Mackay 1996). Avsetningen av HCB fra fjerntliggende kilder til innsjøenes sedimenter, samt reemitteringen til atmosfæren er derfor i stor utstrekning påvirket av temperaturen. Dette skiller HCBs avsetningsmønsteret fra det som er typisk for de som er sterkere adsorbent til partikler. I tillegg til fjerntliggende kilder har HCB også klare lokale kilder, spesielt i Kristiansand- og i Bergens-regionen. Falkonbridge Nikkelverk kan være en av kildene i Kristiansand (Dons og Beck 1993), mens kildene i Bergen er ukjente.

I det multivariate plottet var HCH-isomerene noe bedre assosiert til sedimentes organiske fraksjon og de ikke-flyktige langtransporterte forurensningene (Pb i mose) enn HCB og PCB-28. Dette er i samsvar med at HCH-isomerene er noe mindre flyktig og mer partikkelassosiert enn disse forbindelsene (Mackay og Wannia 1995). Den viktigste isomeren  $\gamma$ -HCH (lindan) ble brukt som plantevernmiddel i Norge fram til 1992 (Dons og Beck 1993) og finnes i sedimentet til innsjøer der sprøytemidlet ble brukt i nedbørfeltet.

DDT-metabolittene (DDE, DDD) var mer assosiert til dimensjonen i det multivariate plottet som vi mener representerer langtransporterte ikke-flyktige forurensninger (Pb i mose). Dette synes rimelig da disse nevnte forbindelsene er relativt lite flyktige og kan ha et transportmønster i atmosfæren som minner om Pb (Barrie et al. 1992, Mackay og Wannia 1995). DDT benyttes ikke i Norge lenger, men stoffet er fortsatt i bruk i andre land (Oehme 1991), spesielt i tropiske strøk (Bignert et al. 1996). DDT brytes ned til DDE av UV-lys og mikroorganismer. Aldringsprosessen av forbrukt DDT gjør at DDE utgjør en betydelig andel av sum DDT i de atmosfæriske avsetningene over Skandinavia (Larsson og Okla 1989). DDD dannes i hovedsak ved nedbrytning av DDT i anaerobe miljø slik som i innsjøsedimentene. Det er derfor rimelig å konkludere med at kildene til forhøyde konsentrasjoner i sedimentene av disse forbindelsene i hovedsak befinner seg utenfor landets grenser.

Denne undersøkelsen har vist at lokale utslipp til vann i nedbørfeltet har forurenset enkelte innsjøer med klororganiske forbindelser. De atmosfæriske avsetningene (fra lokale og fjerntliggende kilder) er imidlertid hovedårsaken til forhøyede konsentrasjoner av organiske mikroforurensninger i sedimenter, spesielt i innsjøer fra de sydlige delene av landet. Det er imidlertid ikke lett å skille bidragene fra lokale kilder fra de fjerntliggende. Industribedriftene i Grenland og langs Sørlandskysten ligger i områder som mottar mest langtransporterte avsetninger av organiske mikroforurensninger og metaller, samtidig som innsjøene i denne regionen har høyt innhold av organisk materiale i sedimentene. I denne delen av landet er derfor geografisk beliggenhet og naturgitte forhold viktige forutsetninger for de relativt høye konsentrasjonene av tungmetaller og organiske mikroforurensninger i innsjøsedimentene. Konsentrasjonene av organiske mikroforurensninger i innsjøsedimenter i Rana-området, samt ved Haugesund og Sauda viser



imidlertid at også lokale kilder kan være betydelige. På bakgrunn av dette, og forhøyede konsentrasjoner av sterkt partikkelassosierte forbindelser (PAH) i sedimentene fra Grenland og Sørlandsregionen, er det rimelig å anta at lokale kilder også kan ha stor betydning i disse regionene.

## 6. Litteraturliste

- Aamot, E., Steinnes, E. and Schmid, R. 1996. Polycyclic aromatic hydrocarbons in Norwegian forest soils: Impact of long range atmospheric transport. *Environ. Pollut.*, 92: 275-280.
- Baker, J.E. and Eisenreich, S.J. 1989. PCBs and PAHs as tracers of particulate dynamics in large lakes. *J. Great Lakes Res.* 15: 84-103.
- Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. and Perry, R. 1991. A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, fate and behavior. *Water Air Soil Pollut.* 60: 279-300.
- Barrie, L.A., Gregor, D., Hargrave, B., Lake, L., Muir, D., Shearer, B., Tracey, og Bidleman T. 1992. Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *Science. Tot. Environ.* 122: 1-74.
- Barrie, L. Macdonald, R., Bidleman, Diamond, M. Gregor, D. Smekin, R., Strachan, W., Alae, M. Backus, S., Bowers, M., Gobeil, C., Halsall, C., Hoff, J., Li, A., Lochkart, L., Mackay, D., Muir, D., Pudykiewicz, J., Reimer, K., Smith, J., Stern, G., Schroeder, W., Wagemann, R., Wania, F., and Yunker, M. 1997. Chapter 2. Sources, Occurrence and Pathways. In: Jensen, J., Adare, K. and Shearer, R. (Eds), *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report, Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa 1997.* s. 25–185
- Beck, P. Å. og Jaques, R. 1993. Datarapport for miljøgifter i Norge. SFT-Rapport nr. 93. 313 s.
- Berge, D., Holtan, G., Innset, B. og Larsen, S. 1995. Materialstrømsanalyse av Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner (PAH). NIVA-rapport. L.nr. 3285.
- Berglund, L. og Gjessing, E. 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 27/3.
- Bignert, A. Cleeman, M., Dannenberg, D., Gaul, H. og Roots, O. 1996. HELCOM, Third periode assessment of the state of marine environment of the baltic sea, 1989-1993. Background document. *Baltic sea environment proceedings.* 64 B:130-138.
- Brannon, J.M., Pennington, J.C, Davis, W.M., and Hayes, C. 1995. Fluoranthene  $K_{DOC}$  in sediment pore waters. *Chemosphere*, 30: 419-428.
- Brevik, E. M., Grande, M., Knutzen, J. og Polder, A. 1995. DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994 jevnført med observasjoner fra 1975. NIVA-rapport, L. nr. 3377.
- Brevik, E. M., Grande, M., Knutzen, J. Polder, A. og Utne Skaare, J. 1996. DDT contamination of fish and sediments from lake Ørsjøen, southern Norway: Comparison of data from 1975 and 1994. *Chemosphere*, 33: 2189-2200.
- Brun, G.L., Howell, G.D. and O'Neill, H.J. 1991. Spatial and temporal patterns of organic contaminants in wet precipitation in Atlantic Canada. *Environ. Sci. Technol.*, 25:1249-1269.
- Burns, W.A., Mankiewicz, P.J., Bence, A.E., Pace, D.S. and Parker, K.R. 1997. A principal-component and least-squares method for allocating polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment to multiple sources. *Environ. Tox. Chem.* 16: 1119-1131.

- Bækken, T. 1994. Trafikkforurenset snø i Oslo. NIVA-rapport L. nr. 3131.
- Bækken, T. og Jørgensen, T. 1994. Vannforurensning fra veg - langtidseffekter. Publikasjon nr. 73, Veglaboratoriet, Statens Vegdirektorat.
- Coates, J.A. and Delfino, J.J. 1993. Sources of uncertainty in the application of the equilibrium partitioning approach to sediment quality assessment. *Wat. Sci. Tech.* 28: 317-328.
- Dons, C. og Beck, P.Å. 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr. 93:22.
- Dickson, K.L., Maki, A.W. and Brungs, W.A. 1984. Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic ecosystems. Pergamon Press, New York.
- Eisenreich, S.J. 1987. The chemical limnology of nonpolar organic contaminants: PCBs in Lake Superior. In: Hites, R.A. and Eisenreich, S.J. (eds.). Sources and fates of aquatic pollutants. Washington, D.C., ACS Advances in Chemistry Series # 216, American Chemical Society. pp. 393-469.
- Fjeld, E., Rognerud, S. and Steinnes, E. 1993. Influence of environmental factors on heavy metal concentration in lake sediments i southern Norway indicated by path analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1708-1720.
- Furlong, E.T., Cessar, L.R. and Hites, R.A. 1987. Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in acid sensitive lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta* 51:965-2975.
- Gevao, B., Hamilton-Taylor, J., Murdoch, C., Jones, K.C., Kelly, M. og Tabner, B.J. 1997. Depositional time trends and remobilization of PCBs in lake sediments. *Environ. Sci. Technol.* 31: 3274-3280.
- Grimmer, G. og Bøhnke, H. 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oil and fats by Gas Chromatography: *J. AOAC* 58: 725 - 733.
- Harrad, S.J., Stewart, A.P., Alcock, R., Boumphrey, R., Burnett, V., Duarte-Davidson, R., Halsall, C., Sanders, G., Waterhouse, K., Wild, S.R. and Jones, K.C. 1994. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the british environment: Sinks, sources and temporal trends. *Environ. Pollut.* 85: 131-146.
- Heit, M., Tan, Y., Klusek, C., and Burke, J.C. 1981. Anthropogenic trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons levels in sediment cores from two lakes in the Adirondack acid lake region: *Water Air Soil Pollut.* 15: 441-464.
- Hindar, A. 1988. Overvåkning av Mjåvann nedstøms Heftingsdalen søppelfyllplass i 1987. NIVA-rapport, L.nr. 2112.
- Hindar, A. 1992. Overvåkning av Mjåvann nedstrøms Heftingsdalen søppelfyllplass i 1991. NIVA-rapport, L. nr. 2767.
- Hindar, A. og Rørslett, B. 1989. Forurensningseffekter av en barkfylling nederst i Gjerstad-vassdraget i Aust-Agder. NIVA-rapport, L. nr. 2247. 23 s.
- Holtan, G., Berglund, L. og Holtan H. 1994. Maridalsvassdraget. PAH i vann og sedimenter sammenlignet med Femunden og Farris. NIVA-rapport. L. nr. 2994.

- Holtan, H. 1995. Farris. Miljøgifter i vann og sedimenter. NIVA-rapport. L. nr. 3306..
- Holtan, H. 1995. Undersøkelser av PAH i sedimenter fra Danielsetertjern, Transjøen og Aurtjern i Gardemo-området. NIVA-rapport. L. nr. 3237.
- IARC 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: an updating of IARC monographs. Vol. 1-42. Suppl. 7, Lyon.
- Järnberg, U., Asplund, L., de Wit, C., Grafstöm, A.-K., Haglund, P., Jansson, B., Lexen, K., Strandell, M., Olsson, M. and Jonsson, B. 1993. Polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish sediment and biota: Levels, patterns, and time trends. *Environ. Sci. Technol.* 27: 1364-1374.
- Kaminsky, R. and Hites, R.A. 1984. Octachlorostyrene in Lake Ontario: Sources and fates. *Environ. Sci. Technol.*, 18: 275-279.
- Kannan, N., Schultz-Bull, D.E., Petrick, G. and Duinker, J.C. 1992. High resolution PCB analysis of Kenechlor, Phenoclor and Sovol mixtures using multidimensional gas chromatography. *Int. J. Environ. Chem.* 47: 201-215.
- Kaste, Ø., Brettum, P., Håvardstun, J., Kleiven, E., Norgaard, E., Skiple, A. og Walseng, B. 1997. Molands- og Langangsvassdraget i Aust-Agder - Næringsstofftilførsler, vannkvalitet, plankton og fiskebestander. NIVA-rapport, L. nr. 3647-97.
- Kjellberg, G. 1992. Undersøkelser av bunnsedimenter og bunndyrforekomst i Åkersvika naturreservat i 1990-91. NIVA-rapport. L.nr. 283.
- Knutzen, J. 1984. Undersøkelse av forurensninger med PAH og metaller i Heddalsvatnet 1982-1993. NIVA-rapport. L.nr. 1660.
- Knutzen, J. 1989. PAH i det akvatiske miljø - Opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport. Løpenr. 2205.
- Knutzen, J. 1995. Effects on marine organisms from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and other constituents of waste water from aluminium smelters with examples from Norway. *The Science of the Total Environment* 163: 107-122.
- Knutzen, J. og Berglind, L. 1980. Notis om polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i vann og sedimenter fra Heddalsvatnet. *VANN* 4: 356-361.
- Kveseth, N. J. 1981. Residues of DDT in a contaminated Norwegian lake ecosystem. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27: 397-405.
- Larsson, P.L. and Okla, L. 1989. Atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons to Sweden in 1985 compared to 1973. *Atmos. Environ.* 23: 1699-1711.
- Lygren, E. og Gjessing, E. 1984. Highway pollution in a Nordic climate. NIVA-rapport. L. nr. 1603.

- Løvik, J. E. 1993. Insektmidlet lindan i avrenning fra eldre barkdeponier på Hedemarken. NIVA-rapport. L.nr. 2968..
- Mackay, D., Wania, F. and Schroeder, W.H. 1995. Prospects for modeling the behavior and fate of mercury, globally and in aquatic systems. *Water Air Soil Pollut.* 80: 941-950.
- Malley, V.P., Abrajano, Jr.T. A., and Hellou, J. 1996. Stable Carbon Isotopic Apportionment of individual polycyclic aromatic hydrocarbons in St. John's Harbour, Newfoundland. *Environ. Sci. Technol.* 30: 634-639.
- Maruya, K.A., Risebrough, R.W. and Horne, A.J. 1997. The bioaccumulation of polynuclear aromatic hydrocarbons by benthic invertebrates in an intertidal marsh. *Environ. Tox. and Chem.* 16: 1087-1097.
- Means, J.C. and McElroy, A.E. 1997. Bioaccumulation of tetrachlorobiphenyl and hexachlorobiphenyl congeners by *Yoldia limatula* and *Nephtys incisa* from bedded sediments: Effects of sediment- and animal-related parameters. *Environ. Tox. Chem.* 16: 1277-1286.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. SFT.
- Moore, D.R.J. & Walker, S.L. 1991. Canadian water quality guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters. Environment Canada. Conservation and Protection. Scientific series no. 186.
- Niimi, A. J. 1994. PCBs, PCDDs and PCDFs. p.204 - 243. In P.Calow (ed). *Handbook of Ecotoxicology*, Vol 2. Blackwell Scientific Publ. London.
- Næs, K. and Oug, E. 1997. Multivariate approach to distribution patterns and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 31: 1253-1258.
- Oehme, M. 1991. Dispersion and transport paths of toxic persistent organochlorines to the Arctic-levels and consequences. *Science Tot. Environ.* 106: 43.
- Oliver, R. G. og Bourbonniere, R. A. 1985. Chlorinated contaminants in surficial sediments of lakes Huron, St. Clair, and Erie: Implications regarding sources along the St. Clair and Detroit Rivers. *J. Great Lakes Res.* 1: 366-372.
- Oliver, B.G., Charlton, M. N. and Durham, R.W. 1989. Distribution, redistribution, and geochronology of polychlorinated biphenyl congeners and other chlorinated hydrocarbons in Lake Ontario sediments. *Environ. Sci. Technol.* 23: 200-209.
- Onuska, F.I. 1994. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. In: Afghan, B.K. and Chau, A.S.Y. (eds.) *Analysis of trace organics in the aquatic environment*. CRC Press, Inc. Boca Raton, Florida. s. 205-241.
- Payne, J. F., Kiceniuk J., Fancey, L.L., Williams, U., Fletcher, G. L., Rahimtula, A. og Fowler, B. 1988. What is a safe level of polycyclic aromatic hydrocarbons for fish: subchronic toxicity study on winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1983-1993.

- Prahl, F. G. og Carpeter, R. 1983. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-phase associations in Washington coastal sediment. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 47: 1013–1023.
- Rodhe, H., Söderlund, R. and Ekstedt, J. 1980. Deposition of airborne pollutants on the Baltic. *Ambio* 9: 168-173.
- Rygg, B., Knutzen, J., Skei, J., Heie, A., Ramdahl, T., Osvik, A. og Melhuus A. 1984. Kreosotforurensninger i Trøndelag. Miljøvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostadmarka. NIVA-rapport, L. nr. 1641.
- Santchi, P.H. 1988. Factors controlling the biogeochemical cycles of trace elements in fresh and coastal waters as revealed by artificial radioisotopes. *Limnol. Oceanograph.* 33: 848-866.
- Shiaris, M.P. 1989. Seasonal biotransformation of naphthalene, phenanthrene, and benzo(a)pyrene in surficial estuarine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55: 1391-1399.
- Singh, A.K., Gin, M.F., Ni, F. and Christensen, E.R. 1993. A source-receptor method for determining non-point source of PAHs to the Milwaukee harbour estuary. *Wat. Sci. Tech.* 28: 91-102.
- Skotvold, T. og Rognerud, S. 1993. Tungmetaller og persistente organiske forbindelser i innsjøsedimenter i Finnmark. Akvaplan-niva rapport 306/01/02.
- 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. Akvaplan-niva rapport 514.660.1.
- Steinnes, E., Berg, T., Vadset, M. og Røyset, O. 1997. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelse i 1995. SFT-rapport.
- Tanabe, S. 1988. PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Environ. Pollut.* 50: 5-28.
- Vlahos, P., Mackay, D., Eisenreich, S. J., and Hornbuckle, K. C. 1995. Exchange of chemicals between the atmosphere and lakes. p. 167-184 In: Lerman, A, Imboden, D.M., and Gat, J. R. (eds). *Physics and chemistry of lakes.* Springer Verlag, Berlin.
- Wakeman, S.G., Schaffner, C., and Giger, W. 1980. Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments - II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 43: 27–31.
- Wannia, F. and Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22: 10–18.
- Wannia, F. and Mackay, D. 1996. Tracking the distribution of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 30: 390A - 396A

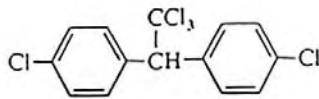
## **7. Vedlegg**

Tabell 1. Oversikt over de ulike ekte PAH forbindelsene som er analysert. Vi har vist forkortelser som er brukt i teksten, struktur, molekylvekt, smeltepunkt, hvilke som er (KPAH) og eventuelle andre bemerkninger (Onuska 1994).

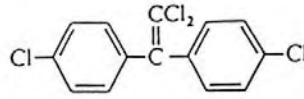
IUPAC navn	KPAH	For.k.	struktur	molekyl-vekt	smeltepunkt	Løselige(µg/l)
Fluoren		Flu		166	117	800
Fenantren		Fen		178	101	435
Antracen		Ant		178	216	59
1-Metylfenantren		MFe		192	123	269
Fluoranten		Fla		202	111	260
Pyren		Pyr		202	156	133
Benz(a)antracen	KPAH	BaA		228	162	11
Chrysen		Chy		228	256	1.9
Trifenylen		Tri		228	199	43
Benzo(b)fluoranten	KPAH	BFl		252	168	2.4
Benzo(j,k)fluoranten	KPAH			252	166/217	2.4
Benzo(e)pyren		BeP		252	179	2.4
Benzo(a)pyren	KPAH	BaP		252	177	3.8
Perylen		Per		252	279	2.4



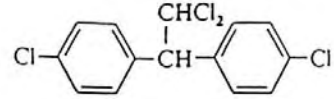
Tabell II. Strukturformeler for de undersøkte klororganiske forbindelsene.



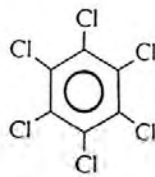
p,p' diklordifenyltrikloretan (DDT)



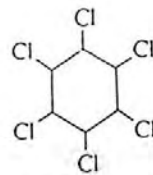
p,p' diklordifenyldikloretylen (DDE)



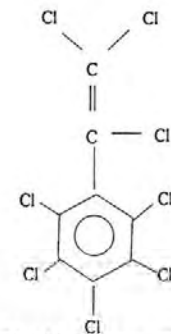
p,p' diklordifenyldikloretan (DDD)



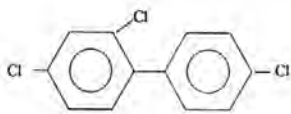
Heksaklorbensen (HCB)



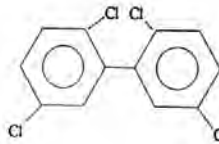
Heksaklorsyklusheksan (HCH), flere isomerer  
( $\alpha$  HCH,  $\gamma$  HCH er analysert)



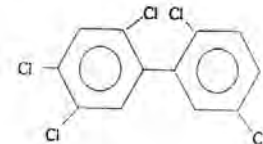
Oktaklorstyren (OCS)



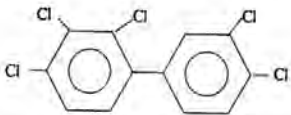
2,4,4'-triklorbifenyl (PCB 28)



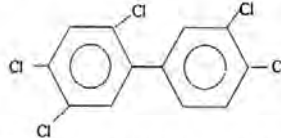
2,2',5,5'-tetraklorbifenyl (PCB 52)



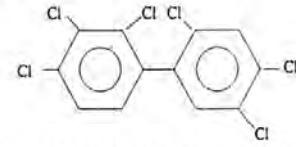
2,2',4,5,5'-pentaklorbifenyl (PCB 101)



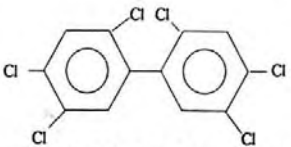
2,3,3',4,4'-pentaklorbifenyl (PCB 105)



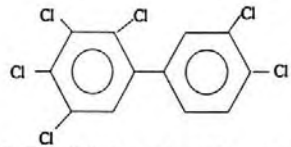
2,3',4,4',5-pentaklorbifenyl (PCB 118)



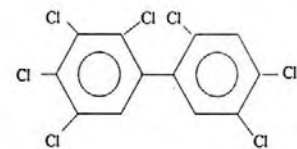
2,2',3,4,4',5'-heksaklorbifenyl (PCB 138)



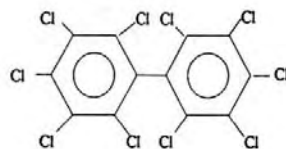
2,2',4,4',5,5'- heksaklorbifenyl (PCB 153)



2,3,3',4,4',5'- heksaklorbifenyl (PCB 156)



2,2',3,4,4',5,5'-heptaklorbifenyl (PCB 180)



2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-dekaklorbifenyl (PCB 209)

Tabell III. Tidligere undersøkelser av PAH i innsjøsedimenter i Norge, µg/kg tørrvekt.  
 ✓KPAH = Potensielt kreftfremkallende PAH, etter IARC (1987). B (a) P = Benzo (a) pyren.

Lokalitet	Sum PAH	Sum KPAH	B (a) P	Referanser
Bekkeos/innsjø nedstr. kreosotdeponi, N.Tr.lag	~800/350 <sup>1)</sup>		<1-2 <sup>2)</sup>	Rygg et al 1984, Knutzen 1989
Femunden, overflatesediment	503-1635	124-488	17-29	Holtan et al. 1994
Femunden, dyplagssediment	256-8815 <sup>3)</sup>	8-10	<0,5	"
3 innsj. i Nordmarka, overfl.	4991-22279	2761-13181	196-1032	"
3 innsj. i Nordmarka, dyplag.	2532-3975	<0,5-316	<0,5-41	"
Maridalsvannet, overfl.	2230-6107	1199-3179	94-419	"
Maridalsvannet, dyplag	2656-4891	14-49	<0,5	"
Padderudvannet, overfl.	3712-53273	136-1677	15-139	Bækken et al. 1993
Semsvann, overfl.	33735	4044	436	Bækken et al. 1993
Nesøytjern, overfl.	3298-21502	2200-7768	385-1336	Holtan et al. 1994
Farris, overfl. (0-2 cm)	2368-12049	1172-6879	102-346	Holtan 1995
Farris, 10-20 cm	264-20032	24-11817	<5-624	"
Farris, >20 cm	37-6306	5-2309	<5-146	"
Mjåvann, overfl.	4470-19250	2140-11470	190-1120	Hindar 1988, 1992
Brøbørvatn; overfl.	2030-6990	900-1810	180-250	Hindar & Rørslett 1988
Molandsvatn, overfl.	2480	720	70	Kaste et al. 1997
Longumvatn, overfl.	3580	1360	130	"
Heddalsvannet	281-386124	ca. 60-109000	10-18003	Knutzen & Berglind 1980, Knutzen 1984
3 tjern på Gardermoen, overfl.	752-2449	348-1070	54-115	Holtan 1995
3 tjern på Gardermoen, dyplag	874-7014	246-3276	23-402	"
3 innsj. i Finnmark, overfl.	211-257	75-134	-6	Skotvold & Rognerud 1993
3 innsj. i Finnmark, ref.sjikt	10-28	<0,5-6		"
4 innsj. i Nordland, overfl.	ca. 1200-7000 <sup>4)</sup>			Skotvold et al. 1997
2 innsj. i Troms, overfl.	ca. 350-530 <sup>4)</sup>			"
15 innsj. i Finnmark, overfl.	ca. 350-1100 <sup>4)</sup>			"
Barentsvatn, Svalbard, overfl.	ca. 1200			"
Ellasjøen, Bjørnøya, overfl.	ca. 900			"

<sup>1)</sup> Antatt 50 % vanninnhold ved omregning fra våtvektbasis

<sup>2)</sup> Maksimale B (a) p-verdier anslått ut fra deteksjonsgrense

<sup>3)</sup> Perylen omfatter 96 % av høyeste verdi

<sup>4)</sup> Perylen fratrukket

Tabell IV. Tidligere undersøkelser av konsentrasjoner av klororganiske forbindelser ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  tørrvekt) i overflatesedimenter fra norske innsjøer.

Lokalitet	År	$\Sigma 7\text{PCB}$	$\Sigma\text{DDT}$	OCS	$\gamma\text{-HCH}$	HCB	Referanser
Ørsjøen, Østfold	1975		<50- 25000				Kveset 1981
Ørsjøen, Østfold	1994	6-15	340- 193000		0,1-312		Brevik et al. 1996
Mjøsa, Totenvika	1990	0,3	0,4	<0,1	<0,1	<0,1	Kjellberg 1992
Mjøsa, Tangenvika	1990	2,3	0,3	<0,1	<0,1	0,5	"
Mjøsa, Åkersvika	1990	1,2-326	0,5-3,2	<0,1-0,4	<0,1	0,2-93	"
4 innsj. i Nordland	1993-95	4-14	0,6-1,0 <sup>2)</sup>		0,5	0,5-1,4	Skotvold et al. 1997
5 innsj. i Troms	"	2-10	0,1-0,6 <sup>2)</sup>		0,1	0,05-0,4	"
10 innsj. i Finnmark <sup>1)</sup>	"	0,5-3	0,3-1,7		0,07-0,6	1,1-5,4	"
5 innsj. i Sør-Varanger	"	6-11	0,5-3,8		0,08-0,7	1,9-3,7	"
Barentsvann, Svalbard	"	5				0,8	"
Ellasjøen, Bjørnøya	"	33	4,3			0,5	"

<sup>1)</sup> Eksklusive Sør-Varanger

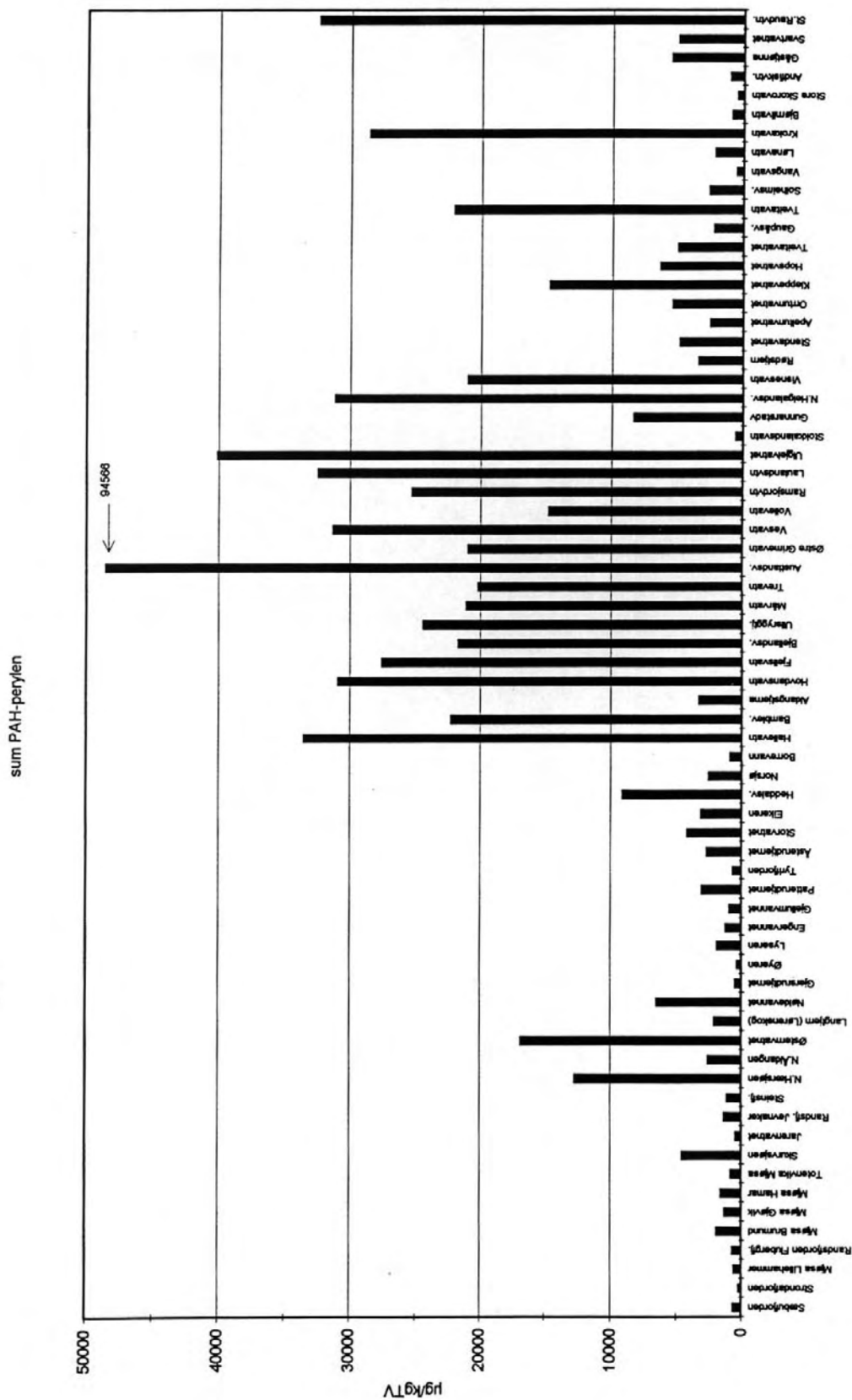
<sup>2)</sup> Verdiene representerer kun p,p'DDE

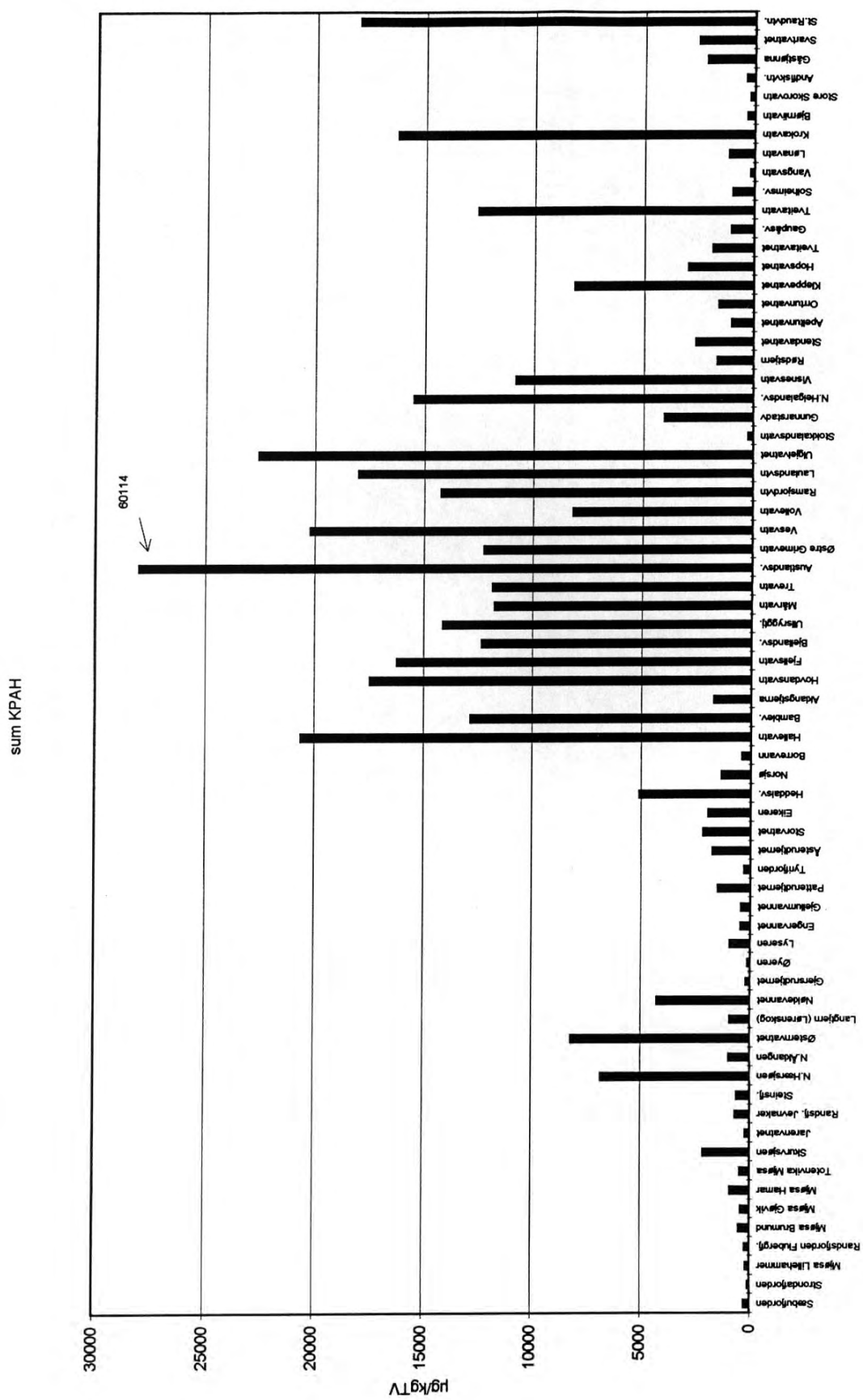
Tabell V. Bakgrunnsdata for de undersøkte innsjøene.

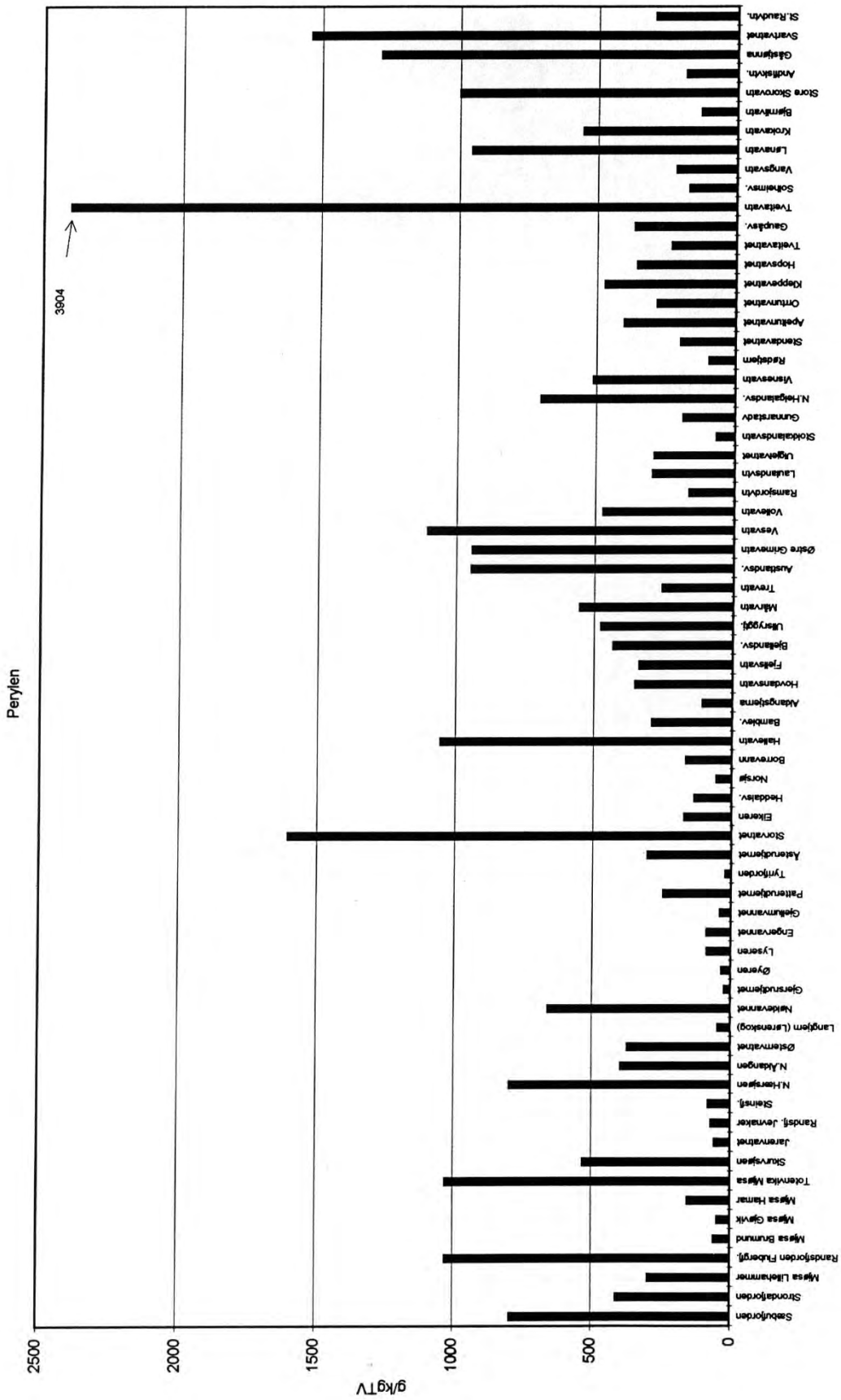
Nytt nr.	Fylke	Kommune	Innsjø	Gr.	Pr.dyp	h.o.h.	Kart	NS	ØV	Forensning/kommentarer	soner
1	Oppland	N.Aurdal	Sæbufjorden	1	24	379	16172	67654	5112	søppeleplassavrenning	32
2	Oppland	Nord Aurdal	Strondafjorden	3	83	359	17164	67602	5142	fiskeoppdrett, industri, tettbebygg.	32
3	Oppland	Lillehammer	Mjøsa Lillehamm	3	60	123	18172	67715	5781	Hg,industri,kommunait avløpsv.	32
4	Oppland	Søndre Land	Randsfjorden Flu	3	52	135	18164	67398	5665	Glassverket, blymønje, arsenikk	32
5	Hedmark	Ringsaker	Mjøsa Brumund	3	48	123	19164	67498	6043	industri,kloakk,jordbruk,søppeleplass	32
6	Oppland	Gjøvik	Mjøsa Gjøvik	3	60	123	18161	67413	5930	Raufoss, Toten cellulose,Hunton	32
7	Hedmark	Slange	Mjøsa Hamar	3	32	123	19164	67400	6123	industri,kloakk,jordbruk,søppeleplass	32
8	Oppland	Ø.Toten	Totenvika Mjøsa	3	55	123	19163	67272	6092	intensivt jordbr. industri	32
9	Hedmark	N. Odal	Skurvsjøen	1	12	432	20163	67175	6455	lufforurens. langtransport	32
10	Oppland	Gran	Jarenavatnet	3	37.5	201	18151	66948	5860	jordbruk, små industri, kloakk	32
11	Oppland	Jevnaker	Randsfj. Jevnake	3	60	135	18151	66827	5763	glassverk (PB, As) tettsted	32
12	Buskerud	Hole	Steinsfj.	1	22	63	18153	66630	5736	landbruk	32
13	Hedmark	Kongsvinger	N.Hærsjøen	1	33	28	21153	66665	3546	lufforurens. langtransport	33
14	Hedmark	Eidskog	N.Åklangen	4	16	138	20152	66665	3399	sagbruksvirksomhet utløp i sjøen	33
15	Akershus	Bærum	Østervatnet	4	25	215	18141	66490	5885	skyttebane	32
16	Akershus	Lørenskog	Langtjern (Løren)	3	11	190	19144	66453	6098	tettsted + industri	32
17	Oslo	Oslo	Nøkklevannet	2	29	163	19144	66396	6051	lufforurensning (Oslo)	32
18	Oslo	Oslo	Gjersrudtjernet	4	3	150	19144	66342	6034	avløp fra Grønmo fyllplass	32
19	Akershus	Enebakk	Øyeren	3	69	101	19142	66225	6255	Resipient Glåma, Romerike	32
20	Akershus	Askim	Lyseren	5	49	161	19142	66201	6185	avrenning spesialavfall	32
21	Akershus	Bærum	Engervannet	3	2	4	18141	66410	5858	tettsted + industri	32
22	Akershus	Asker	Gjellumvatnet	3	11	98	18141	66292	5808	Asker, tettsted	32
23	Østfold	Moss	Patterudtjernet	3	4	7	18131	65902	5965	vei,søppel, bark	32
24	Buskerud	Ringerike	Tyrifjorden	3	130	63	18153	66610	5635	utenfor Skjærdalen + Follum fabrikker	32
25	Buskerud	Ringerike	Asterudtjernet	5	14	146	18153	66592	5579	gruveavrenning	32
26	Buskerud	Sigdal	Storvatnet	1	16	706	17153	66697	5115	lufforurens. langtransport	32
27	Vestfold	Hof	Eikeren	4	40	19	18143	66068	5573	Eidsfoss verk	32
28	Telemark	Notodden	Heddalsv.	4	42	16	17143	66016	5150	Notodden ind., Tinfos + Hydro	32
29	Telemark	Lunde	Norsjø	3	117	15	17134	65718	5165	Ulefoss industrivirk. + gruver	32
30	Vestfold	Borre	Borre vann	1	13.5	9	18131	65865	5813	jordbruk	32
31	Vestfold	Larvik	Hallevatnet	2	56	48	17132	65435	5522	lufforurens. fra Grenland industri + langt	32
32	Telemark	Bamble	Bamblevatn	2	14	26	17133	65418	5328	lufforurens. fra Grenland industriomr.	32
33	Aust-Agder	Tvedestrand	Aklangstjerna	3	26	42	16122	65095	5020	biltrafikk, langtransport.luft	32
34	Aust-Agder	Tvedestrand	Hovdalsvatn	2	24	22	16122	64955	4998	luffor. Eydehavn	32
35	Aust-Agder	Arendal	Fjellsvatn	2	24	83	16123	64935	4891	lufforurens. fra Eydehavn smelteverk	32

36	Aust-Agder	Arendal	Bjellandsv.	2	12	4	16122	64885	4946	lufforurens. fra Eydehavn smelteverk	32
37	Aust-Agder	Arendal	Ullsryggjtj.	2	11	13	16122	64856	4927	luffor. fra Eidangerverkene	32
38	Aust-Agder	Froland	Mårvatn	2	32	78	16114	64826	4800	luffor. Eydehavn	32
39	Aust-Agder	Froland	Trevatn	4	28	41	16114	64841	4760	impreg. verk, fjernverk, treforecl.	32
40	Aust-Agder	Grimstad	Auslandsv.	2	42	191	15111	64703	4630	lufforurensning fra Norton	32
41	Aust-Agder	Lillesand	Østre Grimevatn	2	85	44	15111	64625	4633	luffor. fra AS Norton	32
42	Vest-Agder	Birkenes	Vesvatn	2	27	38	15112	64510	4485	luffor. Kristiansand + veiknutepunkt, drikk	32
43	Vest-Agder	Kristiansand	Vollevatn	3	26	65	15113	64477	4430	avrenning veg og bebyggelse	32
44	Vest-Agder	Lyngdal	Ramsjordvatn	2	31	38	14113	64348	3818	lufforurens. fra Lista aluminiumsverk	32
45	Vest-Agder	Farsund	Laulandsvatnet	2	24	25	13112	64460	3735	lufforurens. fra Lista aluminiumsverk	32
46	Vest-Agder	Farsund	Ulgjellvatnet	2	26	210	13112	64475	3652	lufforurens. fra Lista aluminiumsverk	32
47	Rogaland	Sandnes	Stokkalandsvatn	3	17	22	12124	65247	3115	industri, tettbebyggelse, vei	32
48	Rogaland	Bokn	Gunnarstadvatn	2	19	16	11132	64698	2950	lufforurens. fra Al.verk Haugesund	32
49	Rogaland	Karmøy	Nedre Helgaland	2	20	15	11131	65792	2922	lufforurens. fra Al.verk Haugesund	32
50	Rogaland	Karmøy	Visnesvatn	5	9	4	11131	65848	2858	kobbergruver + Zn	32
51	Hordaland	Sauda	Rødstjern	2	15	44	13143	66157	3488	luftavsetn., fra smelteverket	32
52	Hordaland	Bergen	Stendavatnet	3	29	40	11151	66873	2977	vei, bebygg, søppelfylling, kirkegård	32
53	Hordaland	Bergen	Apeltunvatnet	3	18	32	11151	66903	2975	bilverkst., kjøpesenter, boliger	32
54	Hordaland	Bergen	Orttunvatnet	4	8	32	11151	66956	2953	bensinst., kjøpesenter, giftig vann, dren.	32
55	Hordaland	Askøy	Kleppevatnet	4	17	70	11151	67048	2912	Tidl. industri, skytebaner	32
56	Hordaland	Askøy	Hopsvatnet(Strø)	4	23	4	11151	67105	2916	Trikotasjefabr.	32
57	Hordaland	Lindås	Tveitvatn	1	36	24	11162	67288	2988	lufforurens. langtransport	32
58	Hordaland	Bergen	Gaupåsv.	4	17	65	11151	67080	3030	Søppelfylling, vei, skytebane, steinbr.	32
59	Hordaland	Bergen	Tveitevatnet	4	16	50	11151	66968	2989	PCB aktive sedimenter, mange udef.kild	32
60	Hordaland	Bergen	Solheimsv.	4	8	36	11151	66983	2986	industri, store veier, postterminal, verkst	32
61	Hordaland	Voss	Vangsvatn	3	64	47	13163	67230	3570	industri, landbruk, tettsted	32
62	Hordaland	Voss	Lønavatn	1	27	78	13163	67295	3618	industri, landbruk	32
63	Sogn&Fjord	Fjaler	Krokavatn	1	20	335	11171	68139	3070	lufforurens. langtransport	32
64	Sør-Trøndel	Meidal	Bjørnivvatn	5	19	274	15213	70002	5343	Løkken gruver, gruveavgang	32
65	Nord-Trønd	Namskogan	Store Skorovatn	5	26	452	18242	71703	4074	gruve drift skrovovatn	32
66	Nordland	Rana	Anfiskvatnet	2	22	241	19271	73496	4648	lufforurens. fra Mo i Rana	33
67	Nordland	Rana	Gåstjørna	2	12	222	20274	73565	4731	lufforurens. fra Mo i Rana	33
68	Nordland	Rana	Svartvatnet	2	22	210	20274	73630	4750	lufforurens. fra Mo i Rana	33
69	Nordland	Rana	St. Raudvatnet	2	32	488	20274	73515	4780	lufforurens. fra Mo i Rana	33

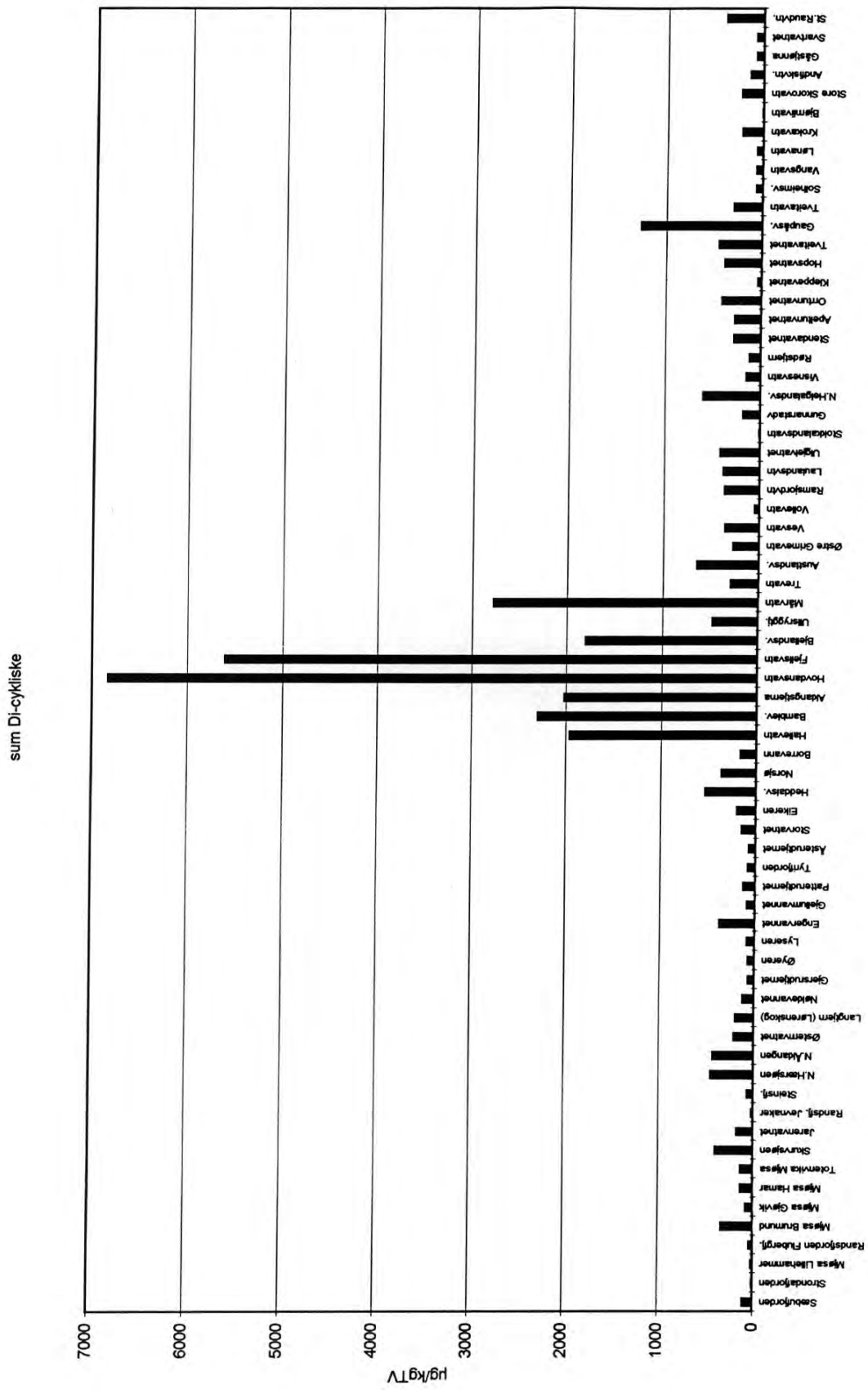
Tabell VI. Oversikter over konsentrasjonene av enkelte klororganiske forbindelser samt  $\Sigma$ PCB,  $\Sigma$ PAH og  $\Sigma$ KPAH.











PCB

