

Eksempler på ulike typer overvåking

Hvordan er den?

- hvordan kan den være?

Av Aud Helland

Aud Helland er forsker ved
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Innlegg på fagtreff
28. september 1998

Innledning

Miljøgiftovervåking omfatter tre hovedtyper. For det første har vi kartlegging som er basis for all overvåking. Denne type overvåking tar for seg karakterisering av tilstanden i et område. Den andre hovedtypen er å følge utviklingen over tid (trendovervåking). Den tredje typen omfatter effektstudier (-målinger) som utføres for å kunne avgjøre om en eventuell forurensning har negative effekter på miljøet. For å kunne vurdere forurensningssituasjonen under overvåking, må man kjenne til naturtilstanden. Med andre ord, hvordan tilstanden ville vært uten menneskelig påvirkning. Dette er ikke alltid like enkelt fordi vi mangler historiske data og vi mangler ofte informasjon om den naturlige variasjonen. Sistnevnte gjelder for det meste innenfor biologiske studier. Statens forurensningstilsyn (SFT) har utarbeidet veiledere for klassifisering av miljøkvalitet av bl.a.

fjorder og kystfarvann (Molvær et al, 1997), med utgangspunkt i forventet naturtilstand. Tilsvarende finnes også for ferskvannsføremønstre (Andersen et al. 1997). Dette er et praktisk verktøy for miljøforvaltningen ved vurdering av en forurensningssituasjon.

Overvåkingsmetoder

Innenfor de tre hovedtypene av overvåking finnes ulike metoder.

Tabell 1 viser de mest vanlige overvåkingsmetodene eller -mediene benyttet fram til de senere år. Av disse metodene er de som gjenspeiler akkumulering mest benyttet. Disse brukes til kartlegging av tilstand, og ved gjentatte undersøkelser, til å si noe om utviklingen over tid. Grunnlaget er rene kjemiske analyser av miljøgiften i det aktuelle medium, som ikke sier noe direkte om effekten på miljøet generelt. Effektstudier er langt mer komplisert, selv om enkelte miljøgifter som tributyltinn (TBT) har vist seg å ha klare effekter på individer av eksempelvis snegl og østers. Bruk av biomarkører

Tabell 1. Generelle overvåkingsmetoder/-medier, mulige påvirkninger metodene kan gjenspeile og hvilket tidsaspekt de kan brukes over eller gjenspeiler.

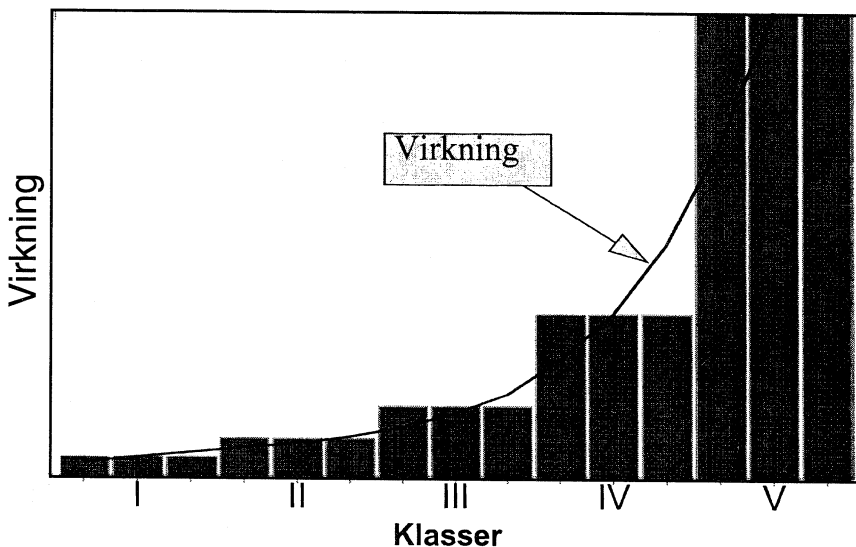
| Metode/medie | Mulige påvirkninger | Tidsaspekt |
|--------------------------|---|---|
| Vannmasser | Forhøyet konsentrasjon, partikulært og løst | Øyeblikksbilder |
| Sedimenterende materiale | Forhøyet konsentrasjon, partikulært | Tidsintegrerer over innsamlingsperioden/ uker |
| Bunnsedimenter | Forhøyet konsentrasjon, partikulært (løst - porevann) | Tidsintegrerer vanligvis over år, avhengig av sedimentasjonshastighet |
| Bløtbunnsfauna | Endringer i populasjon og samfunn | Måneder / år |
| | Forhøyet konsentrasjon i individ | Måneder / år |
| Hardbunnsfauna og flora | Endringer i populasjon og samfunn | År |
| tang | Forhøyet konsentrasjon i individ | Måneder / år |
| Biota generelt, | Endringer i populasjon og samfunn | År |
| fisk/skalldyr | Forhøyet konsentrasjon i individ | Måneder / år |
| fisk | Endringer i biomarkører | Dager / uker |

“Endringer” (merket med gråtone) indikerer måling av effekt, øvrige er målinger av konsentrasjon og gjenspeiler akkumulasjon.

er også en metode som i den senere tid er benyttet i overvåking, for å si noe om effekter på individnivå, eller mer presist, på cellenivå. Vanskeligere er det å påvise effekter fra en enkelt miljøgift på populasjon og samfunn, fordi påvirkningen styres av et stort antall variabler. Generelt mangler vi fortsatt kunnskap om dose/respons sammenhenger av miljøgifter i vann, sediment og organismer.

Endringer i målsetting

Den største innsatsen på overvåking av miljøgifter i fjorder og kystvann har frem til de senere år vært knyttet til kartlegging av miljøgifter og hvordan forekomsten har endret seg over tid. En stor del av industriutslippene av miljøgifter har siden 1970-tallet fram til 1990-tallet blitt redusert med over 90 %. Dette har ført til en bedret miljøkvalitet, noe man tydelig har registrert



Figur 1. Prinsippskisse av forholdet mellom virkning og klassifiseringssystem (etter Molvær et al. 1997)

under ulike overvåkinsprogram (Berge et al., 1996, Skei et al., 1998). Vi opplever likevel at selv med nesten nullutslipp av miljøgifter fra industrien har vi fortsatt forhøyede konsentrasjoner av miljøgifter i fisk og skalldyr i enkelt av våre fjorder. SFT har lagt inn en stor innsats på kartlegging av potensielle kilder for miljøgifter. Dette er deponier og forurenset grunn samt forurenset sjøbunn (Dons & Beck, 1993, Beck & Jacques, 1993). Vi har imidlertid fortsatt begrenset kunnskap om betydningen av slike diffuse kilder. Utfordringen man står fremfor i dag er å avgjøre hvilke av de potensielle kildene som er aktive og hvilken effekt de har på miljøet. Dette stiller andre krav til overvåking og undersøkelser enn hva var tilfelle i 1980-årene og tidlig 1990-årene.

Endrede krav til overvåking

Den bedre miljøkvaliteten man har registrert i flere fjordområder, fra 1970-til 1990-tallet, har vært mulig ofte med et relativt lite datamateriale, nettopp fordi endringene har vært så store. I dag hvor man i flere områder har en miljøkvalitet som nærmer seg naturtilstand eller et bakgrunnsnivå for bare diffus belastning, stilles det større krav til målenøyaktighet og antall prøver, for med en ønsket sikkerhet å kunne si noe om utviklingen videre. Dette illustreres godt i figur 1 (etter Molvær et al 1997) hvor det er åpenbart at det kreves mindre av datamaterialet for å påvise en endring i tilstand fra klasse V til klasse III, som var tilfelle fra 1970-årene til 1990-årene, enn fra klasse III

til klasse II og I, som vi nå ofte beveger oss mot. Nettopp fordi industriutslippene nærmer seg null har det skjedd en dreining fra regionale undersøkelser i hele fjordområder til nærundersøkelser i potensielle kildeområder. Sistnevnte ligger ofte nær land, i grunnere områder hvor de naturlige variasjonene er store.

Dette gjenspeiles i datamaterialet, som har stor variabilitet, og derfor krever et større antall prøver for å gi ønsket eller god nok utsagnskraft. Det er viktig at man før undersøkelsene starter har klart for seg hvilken utsagnskraft man ønsker at datamaterialet skal ha. Prøvetakingstrategi er viktige i denne sammenheng.

Metoder som i økende grad er benyttet i nærområder til potensielle kilder er analyser av komponentsammensetningen av ulike miljøgifter. Prinsippet er at miljøgiften man analyserer på har tilnærmet eller delvis samme sammensetning i resipienten som i kilden. Dette gjelder eksempelvis polyklorerte bifenylter (PCB) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH) (Næs et al., 1998). En annen metode er bruk av stabile isotoper, eksempelvis av bly og strontium, som er velegnet for karakterisering av ulike kilder og deres tilskudd til det totale forurensningsbilde (Stukas & Wong, 1981, Groudace & Cundy, 1995, Åberg, 1995). Studier av komponentsammensetning er bl.a. benyttet på blåskjell, dialysebånd og bunnsedimenter.

Et utviklingstrekk ved overvåkingen er også behovet for bruk av avansert databehandling. Foruten at programvaretilbudet stadig blir bedre, blir også tids-

seriene/data seriene stadig lenger, samt at en del av metodene nevnt over genererer et stort tallmateriale som fordrer avansert behandling for å få oversikt. I tillegg kan statistiske metoder belyse sammenhenger som ellers ikke kommer fram (økt følsomhet). Og generelt øker behovet for bruk av statistiske metoder fordi det stadig stilles større krav til dokumentasjon av utsagnskraften i materialet.

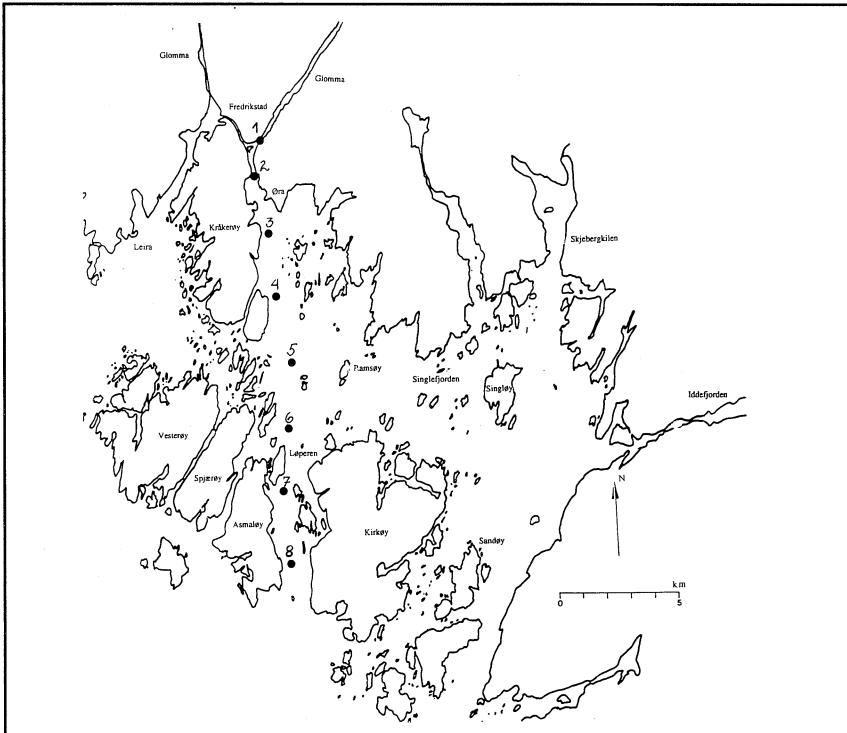
Eksempler på overvåking

I det følgende gis to eksempler på overvåking. Det første eksemplet omfatter karakterisering av tilstand og utviklingen over tid. Det andre eksemplet viser bruk av indikatororganismer (blåskjell) og hvilke muligheter man har til å vurdere betydningen av ulike kilder ved bruk av multivariate statistiske analysemetoder.

1. Trendovervåking av metaller i bunnsedimenter i Glommaestuariet fra 1980 til 1990 og 1994, under statlig program for forurensningsovervåking.

Formålet med overvåkingen av Glommaestuariet var i hovedsak å beskrive tilstanden og å vurdere eventuelle miljøendringer over tid.

Glommaestuariet utenfor Fredrikstad i Østfold er hovedresipient for Glommavann og alt det fører med seg. Nedre del av Glommas løp har vært industrialisert helt fra forrige århundre. Store industriforetak i dag er Borregaard Industries Ltd., Peterson Greaker



Figur 2. Kart over Glommaestuariet med sedimentstasjoner i Løperen

A.S., Kronos Titan A/S, Norsk Fett og Limindustrier, A/S De-No-Fa og Lilleborg Fabrikker. De kjente miljøgiftutslippene har alt vesentlig dreid seg om metaller. Kvikksølv, kobber, bly og sink er metaller som har inngått i overvåkingen av bunnsedimentene i resipienten fra 1978/81 (Næs, 1983), 1990 (Hektoen et al., 1992) til 1994 (Helland, 1996). Industriutslippene ble vesentlig redusert i denne perioden, for en del komponenter med over 90% (jfr. Holtan, 1996).

Overvåkingen i 1978/81 tok for seg analyser av øvre sedimentlag (0-2 cm) fra 37 stasjoner i estuariet og dets

munningområde. De fleste stasjonene var plassert i Løperen som er hovedløpet for vannmassene ut til åpen fjord. I 1990 og 1994 var stasjonsantallet redusert til 16, hvorav 8 var plassert i Løperen. Bunntopografien er karakterisert av påfølgende sedimentasjonsbasseng, som er mer eller mindre adskilt av grunnere områder. Stasjonene ble fortrinnsvis plassert i akkumulasjonsområder fra 45 m til dypeste basseng på 64 m. Glomma transporterer store mengder suspendert materiale, hvor en stor del sedimenterer innenfor øyene. Tilveksten av sedimenter er drøyt 10 mm/år nær Glommas munning

og ca. 5 mm/år i ytre del av Løperen. Resultatene gitt under representerer de 8 stasjonene i Løperen (figur 2). Disse er representative for den generelle utviklingen i estuariet.

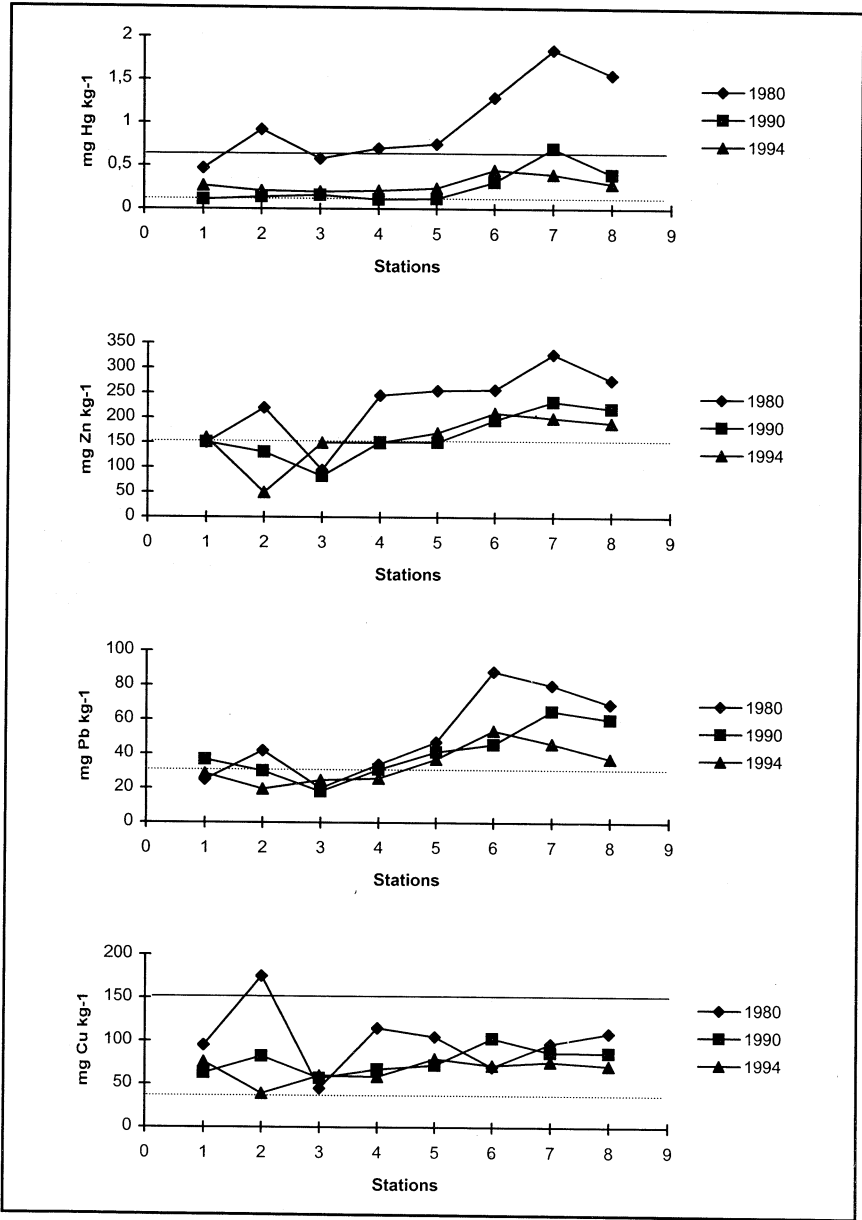
Overvåkingsresultater

Figur 3 viser innholdet av kvikksølv, sink, bly og kobber i sedimenter fra Løperen i de tre undersøkelsesårene. Undersøkelsen viste at i 1980 var stort sett hele Løperen markert forurenset av kvikksølv (klasse III, Molvær et al., 1997). Store reduksjoner i utslippene av kvikksølv førte til en signifikant nedgang i sedimentkonsentrasjonene til moderat forurenset (klasse II) i 1990 og 1994. Sedimentene var fra lite til moderat forurenset av bly og sink i hele undersøkelsesperioden. Vi så likevel at fra 1980 til 1990 var det en signifikant nedgang i sinkinnholdet, noe som svarte til utslippsreduksjonene i perioden. For bly så man ikke en signifikant nedgang før i 1994. Til forskjell fra de øvrige metallene har ikke industrien vært hovedbidragsyteren av bly til estuariet. Tilførselen har i hovedsak kommet med den generelle tilførselen fra Glomma samt via luft. Kobber viste seg å ha en annen fordeling i sedimentene enn de øvrige metallene. Sedimentene var i hele undersøkelsesperioden moderat forurenset av kobber (klasse II). Vi så likevel en signifikant reduksjon i kobberinnholdet fra 1980 til 1994, men ikke fra 1980 til 1990. Dette var som forventet, da reduksjonene i utslipp av kobber ikke ble gjennomført før tidlig på 1990-tallet.

Her ser man som nevnt innledningsvis at man med forholdsvis få stasjoner og prøver har kunnet påvise signifikante endringer av metallkonsentrasjonene i sedimentene over tid. Ønsker man fortsatt å overvåke estuariet er det noen forhold man bør være klar over. Kvikksølv, bly og sink viste en signifikant konsentrasjonsøkning fra innerst ved Glommas munning (stasjon 1) til ytterst (stasjon 8) i Løperen, det gjorde derimot ikke kobber. Dette viser at bly, sink og kvikksølv følger finfraksjonen i sedimentene og sedimenterer lengst unna Glommas munning. Statistiske analyser viser at de tre ytterste stasjonene er signifikant forskjellig fra de tre innerste stasjonene når det gjelder disse tre metallene (Helland, 1998).

For kobber var det ingen signifikant forskjell mellom stasjonene. Til forskjell fra bly, sink og kvikksølv viste kobber affinitet til organisk materiale av terrestrisk opprinnelse som i større grad sedimenterer innerst i estuariet.

Ser man på de tre innerste stasjonene separat greier man med dette datamaterialet ikke å oppdage signifikante forskjeller mellom undersøkelsesårene for bly og sink, det gjør man derimot på de tre ytre stasjonene. For kvikksølv derimot finner man signifikante forskjeller på de tre innerste stasjonene alene, fra 1980 til 1990. Analyser av parallelle prøver tatt på samme stasjon viser at innerst i estuariet er det stor variabilitet i datamaterialet, mens den er mindre i den ytre delen. Når man likevel greier å påvise endringer i kvikksølvkonsentrasjonen også innerst



Figur 3. Innhold av metaller i overflatesedimenter fra stasjoner i Løperen fra årene 1980, 1990 og 1994 (fra Helland, 1998). Stiplet og horisontal linje i grafene viser hhv. grensen for klasse I og klasse II sedimenter (jfr. Molvær et al., 1997)

i estuariet, er det fordi nedgangen er så stor (75%). Dette gir et eksempel på at nær land (nær utslippspunktene) kan man forvente store forskjeller i sedimentkvalitet over korte avstander. Overvåking i slike områder krever et større antall prøver for å kunne påvise endringer over tid, sammenlignet med områder med mindre variabilitet. Framtidig overvåking av sedimentkvaliteten i Glommaestuariet bør konsentreres til det mest sannsynlige sedimentasjonssområdet for de ulike metallene. For bly, sink og kvikksølv er dette den ytre del av estuariet, mens for kobber er det den indre delen. Dette blir i økende grad viktig når endringene man ønsker å påvise stadig blir mindre.

2. Bruk av transplanterte blåskjell for vurdering av PAH- og PCB-kilder ved Nitriden industriområde i Tromøysund, Arendal

Under SFTs landsomfattende undersøkelse av deponier og forurenset grunn, var Nitridentomta i Arendal en av flere lokaliteter hvor forurensningssituasjonen ble funnet nødvendig å kartlegge videre (Brunstad & Lind, 1990). Årsaken til forurensning på industriomta er tidligere tiders produksjon av aluminium og prebakte anoder ved Det Norske Nitridselskap fra 1912 til 1975. Under produksjonen ble det dannet bek og tjæreavfall. Resultatet er blitt generell forurenset grunn og to deponier som ligger ut i sjøen, den ene ut mot Tromøysund i Bukkevika og den andre

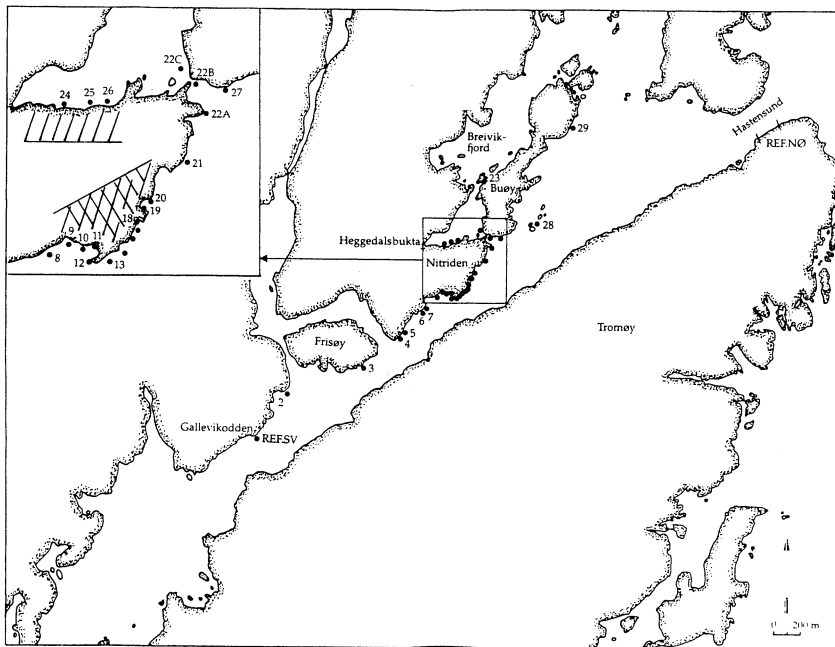
ut i Heggedalsbukta. Forurensningen gjelder særlig PAH, men det er også påvist PCB i fyllingene. Et av delmålene med de oppfølgende undersøkelsene var å finne ut hvorvidt vannmassene i området transporterte miljøgifter, og i så fall om det kunne spores gradienter i belastningen.

For å løse denne oppgaven ble blåskjell samlet fra nordøstre del av Tromøysund, klassifisert som lite forurenset (klasse I), satt ut på 30 stasjoner fra nordøst for Nitriden industriområdet, langs hele industriområdet, utenfor Heggedalstippen, og Tromøysundtippet og videre sørvest i sundet (figur 4). Blåskjell filtrerer partikler fra vannmassene og vil derfor akkumulere PAH og PCB som gjerne er partikkelbundet.

Overvåkingsresultater

Undersøkelsene viste at stedegne populasjoner av blåskjell fra Nitridenområdet var moderat forurenset av PCB og PAH, klasse II (Helland, et al., 1995). De transplanterte skjellene viste et opptak av både PAH og PCB i perioden de stod ute (mai - oktober 1994). For PAH var det en konsentrasjonsøkning fra lite til moderat forurenset (klasse II), mens for PCB lå konsentrasjonene fortsatt innenfor begrepet lite forurenset (klasse I). Størst akkumulering av PCB hadde skjellene i området utenfor Heggedalstippen.

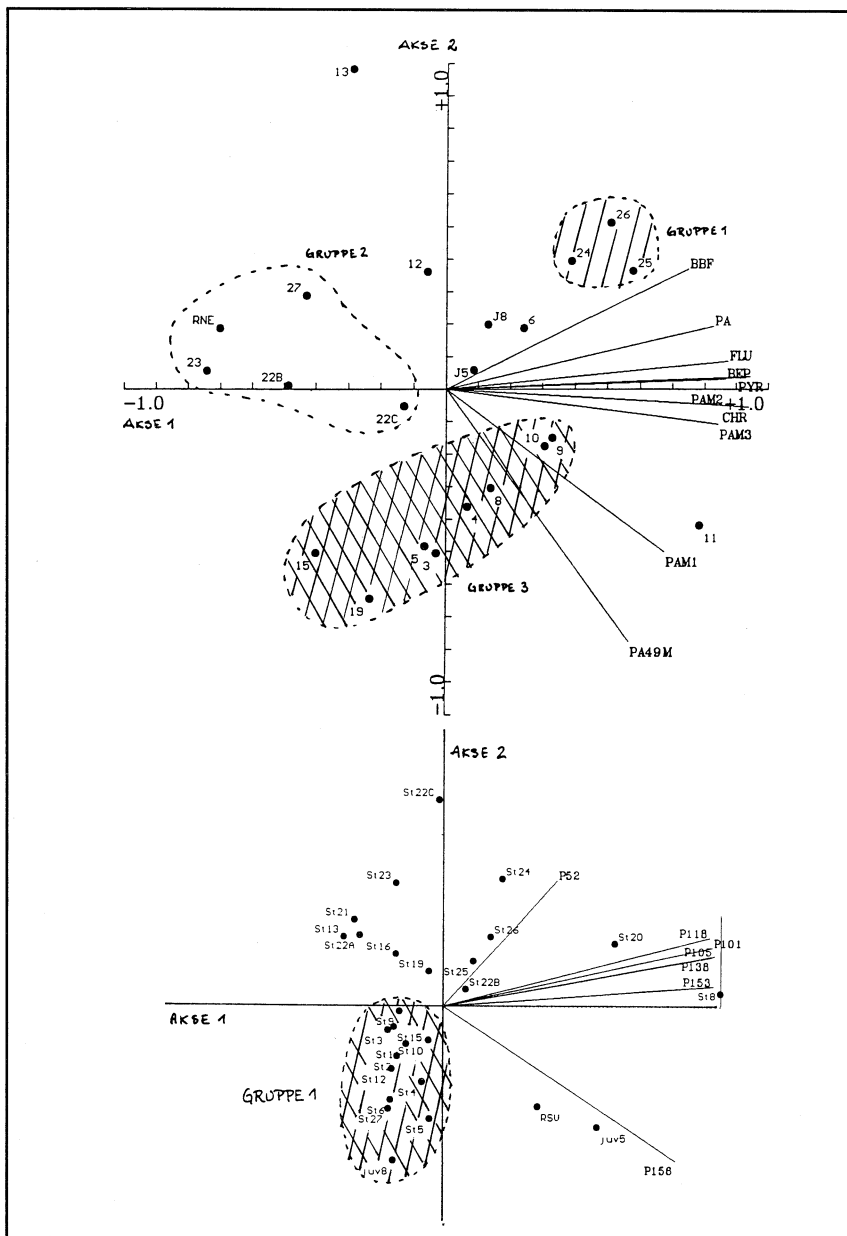
Analysene svarte således positivt på første spørsmål i målsettingen, at vannmassene transporterte miljøgifter i området.



Figur 4. Kart over Tromøysund og Heggedalsbukta med Nitriden industriområde. Punkter viser utsetting av blåskjell. Skravering viser deponier ut mot sjøen, jfr. skravering i figur 5 (etter Helland et al., 1995)

Konsentrasjonsforskjellene viste imidlertid ingen klare gradienter. Derfor ble det benyttet multivariate analyser (principal component analyse, PCA) for å se på komponentsammensetningen av PAH og PCB i skjellene. For PAH skilte det seg ut tre grupper som hadde dominans av forskjellige komponenter (figur 5). Grupper av skjell som hadde stått utenfor Tromøysundtippet (gruppe 3 i figur 5) kunne karakteriseres av metylerte fenantrener, mens skjellene utenfor Heggedalstippet (gruppe 1 i figur 5) hadde hovedvekt av ikke-metylerte forbindelser (benz(b)fluoranten, fluoranten, fenantren, benz(e)pyren og pyren). Gruppe 2

(figur 5) var stasjoner nær innløpet til bukta hvor Heggedalstippen ligger. Denne hadde noe av samme PAH-profil som Heggedalstippen, men hadde lavere totalkonsentrasjon (jfr. Helland et al., 1995). Ved analyse av PCB sammensetning skilte de seg ut en vel definert gruppe som bestod av skjell fra Tromøysundtippet og videre SV-over i sundet, disse var assosiert med den høyklorerte enkeltforbindelsen PCB 156. De tre skjellprøvene som var plassert i fronten av Heggedalstippen skilte seg også ut i fra øvrige skjell, om enn ikke så klart (St. 24, 25, 26 i figur 5). Disse skjellene var assosiert med den lavklorerte forbindelsen PCB 52.



Figur 5. Biplot fra PCA analysene av hhv. PAH og PCB (hhv. øvre og nedre figur). Jfr. figur 4 mht. skravering

Den multivariate analysen viste at industriområdet med tippen ut mot Tromøysund og tippen ut mot Heggedalsbukta er to aktive kilder til PAH- og PCB-forurensning i området, og at de kan spores ved forskjellige forurensningsprofiler i blåskjell (jfr skravering i figur 4 og 5). PAH og PCB fra området ved Heggedalstippen synes imidlertid bare i liten grad å påvirke vannmassene ved Nitriden og sørvestover, selv om hovedstrømmen i Tromøysund går i denne retningen. Vannmassene her synes primært å påvirkes av forurensninger fra kilder i Tromøysundtippen, som slår mest markert ut lokalt i sørenden av tippen.

Oppsummering

- Stor innsats er til nå lagt i kartlegging av tilstand, og i en del områder har tilstanden vært fulgt over tid; "trendovervåking".
- Tilstanden har blitt bedre i en del fjordområder som resultat av utslippsreduksjoner fra industrien.
- Tilstanden er fortsatt betenkelig i en del områder, selv med reduserte industriutslipp. Årsaken er "gamle synder" (deponier, forurenset grunn og -sjøbunn).
- Vi avdekker stadig nye miljøgifter, eksempelvis hormonhermere.
- Som følge av denne utviklingen stilles større krav til overvåkingsmetodikken. Dels må man kunne registrere lavere konsentrasjoner (i tilnærmet friskmeldte områder) og få uttrykt den store variasjonen over korte avstander nær kilder. Generelt kreves et større antall prøver under disse to

forholdene, "sampling design" er viktig i denne sammenheng.

- Videre blir det av økende betydning å forstå mekanismene bak transport og skjebne til miljøgiftene for å velge de mest representative områdene for sedimentasjon av de ulike miljøgiftene.
- Det stilles større krav til databehandling som følge av større datamengder (lange tidsserier, komponentspesifikke analyser). Samt et økende behovet for avanserte metoder som utnytter dataene bedre.
- Det stilles også større krav til mer kildespesifikke metoder, som f.eks. kan være bruk av indikatororganismer (eksempelvis blåskjell), dialysebånd/semipermeable membraner som ekstraherer miljøgifter direkte fra vannmassene og stabile isotoper.

Referanser

Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B.O. og Aanes, K.J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning 97:04, 31 s.

Beck, P.Å. & Jaques, R. 1993. Data-rapport for miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr. 93:23, 313 s.

Berge, J.A., Helland, A., Holtan, G., Magnusson, J., Moy, F., Sørensen, K., Rygg, B. & Walday, M. 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994.

Sammendragsrapport. Rapport nr. 678/96 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rap. 3445-96, 74 s.

Brunstad, H. & Lind, O. 1990. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn i Aust-Agder fylke, NGU-rap. Nr. 90.123, 156 s

Croudace, J.W. & Cundy, A.B. 1995. Heavy metal and hydrocarbon pollution in recent sediments from Southampton England: A geochemical and isotopic study. Environ.Sci. Technol., 29, 1288 - 1296.

Dons, C. & Beck, P.Å., 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr. 93:22, 115 s.

Hektoen, H., Helland, A., Næs, K. & Rygg, K. 1992. Overvåking av Hvaler Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Rapport nr. 496/92 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rap.1553/83, 100 s.

Helland, A. 1996. Overvåking av Hvaler Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989-1994. Forurensningstilførsler 1979-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. Rapport nr. 652/96 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVArap.3440-96, 83 s.

Helland, A. 1998. The importance of

selective transport and sedimentation in trend monitoring of metals in sediments. An example from the Glomma Estuary, East Norway. Water Air and Soil Pollution, submitted

Helland, A., Bakke, T., Jacobsen, T. & Magnusson, J. 1995. Nitriden. Utvidete undersøkelser av den marine resipient, Heggedalsbukta, Buesund og Tromøysund. NIVA-rap.3315-95,44s.

Holtan, G. 1996. Overvåking av Hvaler Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989-1994. Forurensningstilførsler 1979 - 1993. Rapport nr. 654/96 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rap. 3444-96, 81s.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn, 36 s.

Næs, K. 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-81. Rapport nr. 70/83 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rap. 1553-83, 100 s.

Næs, K., Oug, E. & Knutzen, J. 1998. Source and species-dependent accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in littoral indicator organisms' from Norwegian smelter-affected marine waters. Mar. Env. Res. 45, 2, 193-207.

- Skei, J., Rygg, B., Moy, F., Molvær, J., Knutzen, J., Hylland, K., Næs, K., Green, N., og Johnsen, T. 1998. Forurensningsutviklingen i Sørfjorden/ Hardangerfjorden i perioden 1980 - 1997. Sammenstilling av resultater fra overvåking av vann, sedimenter og organismer. Rapport nr. 742/98 innen statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rap. 3922/98, 95 s.
- Stukas, V.J. & Wong, C.S. 1981. Stable lead isotopes as a tracer in coastal waters. *Science*, 211, 1424 - 1427.
- Åberg, G. 1995. The use of natural strontium isotopes as tracers in environmental studies. *Water Air and Soil Pollution*, 79, 309 - 322.