

Betydningen av referanseverdier innen overvåkingen av miljøgifter i vann

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er ansatt som forsker ved NIVA

Sammendrag

Referanseverdier er grunnlaget for klassifisering av *kontamineringsgrad*. I kraft av dette er hovedhensikten med dem å muliggjøre formidling av sammentrengt informasjon i en tilnærmet enhetlig form. Dessuten har overskridelse av referanseverdiene en generell varslingsfunksjon, idet overkonsentrasjoner indikerer tilstedeværelse av punktilder av noen betydning. Dermed utløses også vurdering av behovet for tiltak. For norske vannforekomster er det for ulike miljøgifter etablert referansenivåer i vann (bare metaller), sedimenter og indikatororganismer. Best dekket er man foreløpig i marint miljø. Artikkelen presenterer hvilke medier/stoffer man har referanseverdier for og hvor det mangler. Manglene gjelder særlig summen av stoffer med dioksinlignende virkning og enkelte andre grupper av klororganiske forbindelser i sediment og organismer, dessuten TBT i fisk og marine pattedyr. Mangelen på kunnskap om terkelnivåer for skade hindrer etablering av referansenivåer som kan relateres til økologisk skade eller helserisiko (unnatt i et par tilfeller)

Summary

Reference values for micro-pollutants are defined as 75-95 percentiles of either the natural background (PAH, metals, fluoride) or –for persistent organochlorines - the levels observed in localities merely receiving a diffuse loading via the atmosphere or ocean currents (i.e. outside the traceable influence from point sources). Reference values constitute basis for the classification systems of the Norwegian Pollution Control Authority (Andersen et al. 1997, Molvær et al. 1997, respectively for freshwater and coastal waters). Exceedance of the reference values indicate presence of point sources. Norwegian reference values have been established for water (metals only), sediments and indicator organisms (metals, fluoride, PAH, various organochlorines and TBT). All these micro-pollutants are covered in the marine environments, whereas several are lacking in limnic sediments and freshwater fish. Scarcity of data is the main cause that reference values have not yet been established for several important groups of organochlorine compounds, in particular sum of diox-

ins and dioxin like compounds (expressed as toxicity equivalents).

1. Et praktisk, forvaltningsrettet begrep

Med referanseverdier forstås her **konsentrasjoner av miljøgifter brukt som basis for sammenligninger mht. grad av forurensning.**

Det er to hovedgrunner til at referansenivåene (med et par unntak) bare er grunnheter for klassifisering av kontamineringsgrader istedenfor å være knyttet til et system for skalering av effekter/helserisiko. Den første er manglende kunnskap angående terskelnivåer (i vann, sedimenter og organismer) for økologiske skader. Dertil har man ikke god nok eller nøyaktig nok innsikt til en videre klassifisering av skadenes grad, omfang og konsekvenser.

Eksempler på referanseverdier for nivåer er klasse I grensene i SFTs klassifiseringssystem (Andersen et al. 1997, Molvær et al. 1997). Referanseverdiene angir enten en tilnærmet grense for et naturlig bakgrunnsnivå eller en anslått/beregnet grense for bare diffus belastning. Det første tilfellet dekker naturlig forekommende stoffer som miljøgiftmetallene, fluorid og polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), mens andre del av bruksdefinisjonen gjelder naturfremmede stoffer. Eller annerledes uttrykt: Referanseverdier = Antatt høyt "bakgrunnsnivå" = Grense for miljøgiftkonsentrasjoner forårsaket av bare diffus belastning, dvs. utenfor påviselig innflytelse fra punktkilder. Nivåer høy-

ere enn referanseverdien betegnes overkonsentrasjoner.

Fortrinnsvis fastsettes referanseverdiene på et statistisk grunnlag, f.eks. en verdi som overskrider 75 eller 95 prosent av tallene i et datasett. Tilfeller av sparsomme observasjoner fra lite berørte områder gjør at valget ofte har vært mer skjønnsmessig. Forøvrig vil et statistisk fundert valg også være forbundet med skjønn og verdinormer: Helning mot føre var prinsippet versus å unngå (antatt) unødige alarm.

Det bør understrekes at det er observasjonsmaterialet som ligger til grunn for referanseverdiene som har naturvitenskapelig mening, ikke verdiene i seg selv. De er bare et praktisk verktøy hvis **hovedfunksjon er å formidle sammentrengt informasjon.** Verdiene kan derfor ikke brukes uten ledsagende skjønn eller kompletterende opplysninger. F.eks. gir det liten mening å angi overkonsentrasjoner av en miljøgift i blåskjell uten samtidig å indikere størrelsen av fjordarealet eller kyststrekningen overskridelsen gjelder for.

Et annet eksempel er regionale forskjeller i den diffuse belastning via havstrømmer eller atmosfæren innen et administrativt område. Således vil mindre punktkilder, som ikke gir utslag utover det regionale variasjonsintervallet for diffus belastning på Skagerrakkysten eller i innsjøer på Sørlandet, kunne spores ved lokale avstandsgradienter i nordlige landsdeler.

Referanseverdiene (eller overskridelsen av dem) har en **generell varslingsfunksjon** når det gjelder forekomst av

forurensninger innen det administrative området de gjelder for (her Norge), men er ikke alene om å utløse et varsel om at tiltak bør vurderes. (Begrensninger i utslipp er jo heller ikke utelukkende begrunnet i fare for skade på natur eller helse, men i mange tilfeller også i at utslippene representerer sløsing med ressurser).

I tilfeller av markert global kontaminering (f.eks. kvikksølv, bly og naturfremmede persistente klororganiske stoffer) kan ikke referanseverdiene betraktes som statiske størrelser definert for all fremtid. Etter hvert som verdensomspennende begrensninger på bruk og utslipp får effekt, vil det generelle "bakgrunnsnivå" forårsaket av diffus belastning gå ned. Da vil det også være behov for å vurdere en nedjustering av vedkommende referanseverdier. Til dette revisjonsbehovet bidrar også utviklingen i analysemetodikk og økte kunnskaper om de forurensende stoffenes forekomst (kfr. eksempler på revidererte verdier merket * i Molvær et al. 1997, tabellene 7-9). Opprinnelig, og i noen grad fremdeles, har grunnlaget for å fastsette klasse I grensene i SFTs klassifiserings-system vært spinkelt for enkelte variable.

Det skal også innrømmes at begrepet "bakgrunnsnivåer" er problematisk fordi det er diskutabelt å gi begrepet samme prinsipielle innhold for alle stoffer/prøvetyper (se nedenfor). Imidlertid er dette bare en illustrasjon av en selvfølgelighet: skjematisk av naturforhold har sin pris i form av nød-

vendige forbehold og behovet for utfyllende forklaringer.

2. Ferskvannsmiljø

Her finnes referanseverdier for (Ander- sen et al. 1997):

- Metaller i vann
- Metaller i sediment
- Kvikksølv i fisk

Både for vann og overflatesedimenter er grensene for klasse I etablert ved en praktisk avrundning av 75-90 persentilene av et stort datamateriale; når det gjelder vann (totalinnhold av metaller) bl.a. fra Skjelkvåle et al (1996), for sedimenters vedkommende bl.a. fra arbeidet til Rognerud og Fjeld (1990). I begge tilfeller er det innen Statlig program for forurensningsovervåking gjort ytterligere kartlegging (Skjelkvåle et al. 1999, Rognerud et al. 1999). Som en del av tilførselsberegningene avtalt under Pariskonvesjonen om landbaserte kilder til sjø foretas også registrering av metallinnholdet i et par vassdrag som bare er diffust belastet (Holtan et al. 1997).

Av Rognerud og Fjeld (1990) fremgår at referanseverdier for sedimenter alternativt kan velges ut fra konsentrasjonene i førindustrielle avsetninger i de enkelte innsjøene. Dette er mer enn 200 år gamle sedimenter som finnes i innsjøenes dypområder fra ca. 25 cm og nedover, avhengig av sedimenteringshastigheten på ulike lokaliteter. Ved denne type referanseverdier oppnås en bedre bestemmelse av kontamineringsgrad på den enkelte lokalitet enn ved bruk av nasjonale referanse-konsentrasjoner for vedkommende ele-

ment/forbindelse/stoffgruppe. Rognerud og Fjeld (1990) har en redegjørelse for faktorer som virker inn på på det naturlige bakgrunnsnivået av metaller i innsjøsediment.

Ved fastsettelsen av grensen for klasse I mht. kvikksølv i fisk har grunnlaget vesentlig vært materialet presentert i Rognerud og Fjeld (1990) og Rognerud et al. (1996). Imidlertid har man her ikke bare basert seg på registrert fordeling av kvikksølvinnhold, men ved vurderingen av en hensiktsmessig referanseverdi også tatt hensyn til helserisiko ved konsum (Rognerud et al. 1996, Andersen et al. 1997). Ved å definere grensen for "fisk" generelt fås ikke med hverken forskjell mellom arter eller variasjon med størrelse (Rognerud et al. 1996). Ved eventuelle senere revisjoner av klassifiserings-systemet bør det derfor vurderes å introdusere artsspesifikke referanseverdier, sannsynligvis også definert i forhold til en nærmere angitt størrelse (lengde, se Rognerud et al. 1996).

Som man ser av ovenstående oversikt **mangler referanseverdier for PAH og tungt nedbrytbare klororganiske og bromorganiske stoffer, dessuten for andre metaller enn kvikksølv i organismer.**

I vann er referanseverdier for slike stoffer lite aktuelt pga. analysetekniske og andre praktiske vanskeligheter. I det eneste systematiske forsøket som har vært gjort i Norge for å kartlegge innholdet av utvalgte klororganiske stoffer i vann fikk man brukbare resultater kun for lindan, mens konsentrasjonene av PCB (Σ PCB₇, se nedenfor) bare

unntaksvis lå over deteksjonsgrensen (Holtan et al. 1997). Både PAH og de fleste bestandige klor-/bromorganiske stoffer er sterkt knyttet til organiske partikler og dette gir en ytterligere komplikasjon mht. til å etablere referanseverdier (totalinnhold eller ulike tilstandsformer). Den ønskelige fremtidige tilstandsklassifisering bør derfor bygge på forekomsten av disse stoffene i organismer og sedimenter.

For sedimenters vedkommende er det allerede lagt et delvis grunnlag for estimater av referanseverdier gjennom registreringer av PAH, PCB, DDE/DDD, HCB, OCS og lindan i et betydelig antall innsjøer (Rognerud et al. 1997). Det er imidlertid behov for å supplere med ytterligere lokaliteter (bl.a. bedre nasjonal dekning og enkelte mangler når det gjelder større innsjøer).

Dessuten mangler data for stoffer som krever mer avanserte analysemetoder (spesielt non-orto PCB og dioksiner, men også DDT (gamle synder fra planteskoler og jordbruk), polyklorerte naftalener/parafiner, bromerte flamme-retardenter, toksafen o.a.). Noen slike analyser vil sannsynligvis bli gjort i forbindelse med oppfølgende undersøkelser i innsjøer som er avdekket å være markert forurenset, men for å få referanseverdier trengs analyser fra et utvalg ulike typer av innsjøer (vannkvalitet, vannets midlere oppholdstid, høyde over havet). Både fastsittende ferskvannsalger (Brettum 1985), vannmoser og akvatiske karplanter har i noen grad vært brukt som indikatorer på metallforurensning. Spesielt vannmoser er prak-

tisk anvendelige, med et allerede foreliggende klassifiseringssystem utarbeidet for svenske forhold (Lithner 1989). I Norge har vannmoser særlig vært benyttet for å få et intergrert uttrykk for kontamineringsnivået i gruvevassdrag. Fiskelever kan antagelig også brukes som indikatormedium for metaltbelastning, men da primært ved markerte grader av belastning (dvs. utover fiskens evne til å regulere det interne nivået ved begrensninger i opptak og økt utskillelse).

Når nasjonal/regional overvåking av metallinnhold i vann nå er vel i gang (Skjelkvåle et al. 1996), er spørsmålet om behovet for referanseverdier/klassifiseringssystem for metaller i ferskvannsorganismer mest avhengig av om man også ønsker å kjenne graden av kontaminering med biotilgjengelig metall og dessuten disponere ytterligere en metode (i tillegg til sedimentanalyser) som integrerer belastningen bedre over tid enn det ofte er praktisk å få til ved vannprøver. Bortsett fra kvikksølv i fisk og ved avrenning fra gruver, er det ikke noe som så langt tyder på at metallpåvirkning i norske vannforekomster utgjør noe helsemessig eller økologisk problem i stor skala. Formålene med nasjonal overvåking av metaller i ferskvann er da vesentlig knyttet opp mot forpliktelsene innen Pariskonvensjonen om registrering av elvtransport (Holtan et al. 1997) og ellers å følge med i grad og utvikling av atomsfærisk belastning (Skjelkvåle et al. 1996). Dataene fra vann- og sedimentanalysene kan jevnføres med de landsomfattende registreringene av

metaller i terrestriske moser (Berg & Steinnes 1997) og jord (Steinnes et al. 1997).

Det viktigste kunnskapshullet for miljøgifter i ferskvannsorganismer gjelder klororganiske stoffer i fisk, og herunder ikke bare rutineparametre, men også **alle stoffer som bidrar til ΣTE** og som krever avanansert analyse-teknikk, dernest bromerte flamme-hemmere og (i mindre grad ?) toksafen m.fl. For enkelte bromerte flamme-hemmere har det så langt ikke vært noen restriksjoner på bruk, og stoffgruppen er gjenstand for økt oppmerk-somhet bl.a. i Sverige (Bernes 1998). Det igangværende programmet for kart-legging av klororganiske stoffer og kvikksølv i ferskvannsfisk, finansiert av av SFT og SNT, vil bøte på informa-sjonsbehovet, men i denne forbindelse **er det viktig at det i tilstrekkelig grad også blir finansiering av avan-serte analyser.** Et annet igangværende prosjekt, der potensialet for bidrag mht. referanseverdier i fisk bør utnyttes, er det internasjonale samarbeidsprosjek-tet AL:PE (senere MOLAR) om forholdene i fjellsjøer med varierende grad av atmosfærisk belastning (Wathne et al. (red.) 1997).

3. Marint miljø

For marine områder er miljøgift-klassifiseringen bedre utviklet enn for ferskvann. Årsakene er at miljøgift-problemene (og dermed behovet for referanseverdier) fra først av har vært mer åpenbare og av større omfang og konsekvenser langs kysten enn i limnisk miljø. Dette henger ikke bare

sammen med med den tettere konsentrasjon av befolkning og industri, men også med de større brukerinteressene knyttet til marine ressurser. Forurensning av fisk og skalldyr vært det dominerende motiv for omfattende overvåking både i det høye antallet av industri- og bypåvirkede fjorder og generelt som følge av at Norge til dels ligger nedstrøms utslipp i andre europeiske land. Dertil kommer internasjonale forpliktelser innen havovervåking (JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme) under Oslo-/Paris-kommisjonene)

I en periode inntil de siste årene har bekymringen for økologiske skader vært lite fremtredende annet enn i nærheten av massive industriutslipp, som det nå i stor grad er ryddet opp i. Når effektovervåking igjen har kommet mer i fokus skyldes det flere forhold. Ett er den økende bevissthet om risikoene for toppleddene i marine næringskjeder fra den vedvarende belastning på havet med persistente klor-/bromorganiske stoffer; for Norges vedkommende kanskje spesielt enkelte arktiske arter (AMAP 1998). Videre må nevnes oppmerksomheten omkring hormonforstyrrende stoffer, der det mest betenkelige så langt er avsløringen av den omfattende TBT-truselen langs hele kysten (Knutzen et al. 1995, Berge et al. 1997).

Imidlertid, så lenge det er problematisk å få biomarkører som er mer spesifikke mht. stoffgrupper, samt "normalisert" versus naturbetingede variasjonsfaktorer (se f.eks. Hylland et al. 1998), må begrepet referanseverdier (i

hovedsaken) begrense seg til stoffnivåer og ikke omfatte grader av effekter.

I det følgende gjennomgås først hva man nå har av referanseverdier for vann, marine organismer og sediment-er, med bemerkninger/henvisninger til datagrunnlaget for disse, og dernest de viktigste mangler. (Enkelte kombinasjoner av stoffer/medier er mindre aktuelle og omtales da heller ikke under redegjørelsen for udekkede behov).

3.1 Tilgjengelige marine referanseverdier

For **vann** begrenser SFTs klassifiseringssystem seg til **totalinnholdet** av metallene arsen, bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv, nikkel, sink og sølv; dertil fluorid (Molvær et al. 1997). Som begrunnet ovenfor er det lite aktuelt med referanseverdier/klassifisering av vanns innhold av persistente organiske mikroforurensninger. Fordi det har vært/er liten aktivitet i vårt land når det gjelder analyser av metaller i vann utenom i tilknytning til industriresipienter, bygger referanseverdiene delvis på utenlandske studier i oseanisk vann (se Knutzen & Skei 1990), men også på registreringer i enden av avstandsgradienter fra industriutslipp eller i tilnærmet uberørt dypvann i industriresipienter og Oslofjorden. Siden det er ressurskrevende å få tilstrekkelig pålitelig informasjon om tilstanden over en periode ved vannanalyser (hyppige prøver), og det er forholdsmessig høyere sannsynlighet for kontaminering av prøvene ved innsamling og videre behandling enn for prøver av sedimenter

og organismer, er det begrenset bruk av referanseverdier og den del av SFTs klassifiseringssystem som gjelder metaller i vann. For dypere forståelse av prosessene i belastede vannforekomster er det imidlertid beklagelig at det ikke satses mer på vannanalyser.

Mht. **overflatesediment** (0-2 cm) har man i tillegg til ovennevnte metaller og fluorid en klassifisering for :

- Σ PAH (sum av ekte PAH, dvs. 3-6 ringede; ikke disykliske (kfr. Molvær et al. 1997))
- B(a)P (benzo(a)pyren, en av de potensielt kreftfremkallende PAH)
- Σ PCB₇ (sum av enkeltforbindelsene CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
- Σ DDT (sum av p,p-DDT/-DDE/-DDD, dvs. morsubstansen DDT med nedbrytningsprodukter)
- HCB (Heksaklorbenzen)
- TE_{PCDF/PCDD} (Sum av toksisitetsekvivalenter (TE) fra polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) og polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD), beregnet etter Ahlborg (1989))
- EPOCl (Ekstraherbart persistent (her syrebestandig) organisk bundet klor, (sumvariabel for bestandige klororganiske forbindelser som PCB, DDT, HCB og en rekke andre)
- TBT (Tributyltinn)

Referanseverdiene (klasse I grensene) i Molvær et al. (1997) gjelder for **oksygenholdige, finkornige sedimenter** (lite innslag av sand og grus); ikke for anaerobe (råtne) avsetninger der en

rekke metaller anrikes ved å bindes til sulfider. For å bruke referanseverdiene og den videre klassifiseringen på en pålitelig måte er det som regel påkrevet med innsikt i de faktorene og prosessene som påvirker forekomst og fordeling av miljøgifter i sediment. Eksempel på slike faktorer er mineral-sammensetningen i fjordenes nedbørfelter (relevant for førindustrielt bakgrunnsnivå av metaller) og sedimentets innhold av organisk stoff (normaliseringsfaktor spesielt for PAH og andre organiske miljøgifter).

Grunnlaget for referanseverdiene i sediment er et erfaringsbasert skjønn på data fra en rekke studier av vertikalprofiler kombinert med aldersdateringer

For miljøgifter i **organismer** er det "offisielle" referansenivåer for (Molvær et al. 1997):

- Alle de nevnte miljøgiftmetallene i bløtdeler blåskjell av (*Mytilus edulis*) og vanlig (stor) strandsnegl (*Littorina litorea*), samt skuddspisser (øvre 10 cm) av blæretang (*Fucus vesiculosus*) eller grisetang (*Ascophyllum nodosum*)
- Kvikksølv i filet av torsk
- TBT (tributyltinn) i blåskjell
- Fluorid i blåskjell og tang
- Σ PAH, KPAH og B(a)P i blåskjell (KPAH er sum av B(a)P og øvrige potensielt kreftfremkallende PAH)
- Σ PCB₇, Σ DDT, HCB, Σ HCH (lindan + andre HCH), TE_{PCDF/D} i blåskjell, filet og lever av torsk (*Gadus morhua*), filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) og filet av sild (*Clupea harengus*)
- Σ TE_{PCDF/D} i krabbesmør (hepatopancreas)

Av disse referanseverdiene er det godt belegg for de fleste. Unntakene er fluorid i alle indikatorartene og klororganiske stoffer i sild, der det er et spinkelt underlag. Muligens må det også settes et spørsmålstejn ved metaller i strandsnegl, idet man her vesentlig har bygget på utenlandske data (se Knutzen 1986 med ref.) og også siden har liten erfaring fra Norge.

Observasjonsmaterialet stammer i vesentlig grad fra ulike delprosjekter under Statlig program for forurensningsovervåking. Alle tilfellene av statistisk belagte grenseverdier (75-95 persentiler) er fra JAMP (Knutzen & Green 1995) og gjelder rutineanalyserte klororganiske stoffer og kvikksølv i torsk/skrubbe samt klororganiske stoffer, de fleste metaller og PAH i blåskjell.

Utenom i SFTs klassifiseringssystem er det på grunnlag av et begrenset observasjonsmateriale innen JAMP antydnet referanseverdier for Σ PCB₇, Σ DDT, Σ HCH og HCB i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*), rødspette (*Pleuronectes platessa*) og lomre (*Microstomus kitt*), videre for de samme stoffene i lever av skrubbe og sandflyndre (Knutzen & Green 1995). For rødspette og lomre var det på forslags-tidspunktet et utilstrekkelig tallmateriale og for lavt antall observasjonssteder.

Særlig for torsk og sandflyndre; i mindre grad skrubbe, rødspette og lomre, er det fra JAMP-materialet også grunnlag for å etablere referanseverdier for innhold av kadmium, bly, sink og kobber i lever. Imidlertid anses det heller ikke i marine resipienter å være

noe stort behov å komplettere klassifikasjonssystemet med metaller i fisk, som (bortsett fra kvikksølv) ikke representerer noen risiko hverken i form av økologiske skader eller begrensning på utnyttelse av spiselige arter annet enn i Sørfjorden/Hardanger og muligens et fåtall andre steder og da helt lokalt. Uansett vil et sammeligningsgrunnlag være tilgjengelig ved JAMP-data (kfr. Green 1997 med ref.).

I regi av Statens Næringsmiddeltilsyn har det foregått en kartlegging av metaller i reker og krabbe, der særlig dataene fra undersøkelsene i krabbe (Barland et al. 1996) har interesse som referansedata for overvåkingsprosjekter.

Referansenivået for TBT i blåskjell er det andre eksempelet (ved siden av kvikksølv i ferskvannsfisk) på en verdi som er relatert til effekter. Her har utgangspunktet for fastsettelsen av øvre grense klasse I vært vannkvalitetskriterer på 1-2 ng TBT/l (se ref. i Molvær et al. 1997), samt et føre var estimat av forholdet mellom TBT i blåskjell og vann (se Molvær et al. 1997 og Knutzen et al. 1995 med ref.).

3.2 Savnede referanseverdier for marine analysemedier

Den viktigste generelle mangelen er referanseverdier for Σ TE (toksitetsekvivalenter) fra alle stoffer med dioksinlignende virkning. Foruten dioksin-gruppen selv (PCDF/PCDD), der man for torsk, skrubbe, blåskjell har avledet slike verdier, inngår i denne sumvariabel non-orto og enkelte mono-

orto PCB, samt et par av forbindelsene innen gruppen polyklorerte naftalener (PCN). Noe data for disse fra bare diffust belastede steder foreligger, mest i krabbesmør/skallinnmat av krabbe (Knutzen et al. 1998), en del i torsk- lever (varierende fullstendighet, se Solberg et al. 1997, 1999 og Knutzen et al. 1999 med ref., dessuten i blåskjell (Knutzen et al. 1999 med ref.). For alle disse medier trenger man imidlertid noe mer data for å foreslå referanseverdier for Σ TE; spesielt i torskelever, der de hittil registrerte konsentrasjoner viser betydelig variasjon (Knutzen et al. 1999). I andre indikatorarter foreligger bare spredte og ofte ufullstendige data (ikke målt alle stoffer som bidrar til TE).

For å overblikke situasjonen burde man ideelt sett ha observasjoner fra referanselokaliteter i et utvalg av fisk som representerer bredde mht. levested, levevis og akkumuleringsegenskaper, f.eks. et par flyndrearter, ål, vill-laks, sild, polartorsk og et par arter av langlivet dypvannsfisk (uer, brosme). Miljøvern- og næringsmiddelmyndighetene bør derfor videreføre, forsterke og systematisere den påbegynte kartlegging av Σ TE, der behovet også omfatter flere sedimentdata (kfr. de helt innledende studiene til Oehme et al. 1993).

Andre viktige generelle mangler er data for bromerte flammehemmere, toksafen og polyklorerte parafiner i fisk og skalldyr (krabbe, blåskjell). For så vidt gjelder mangelen også stoffgrupper som polyklorerte difenyletere og polyklorerte terfenyler.

Et ytterligere eksempel på udekket

behov for referanseverdier er forekomsten av TBT og andre tinnorganiske forbindelser i fisk og kanskje særlig i marine pattedyr.

For de fleste av ovennevnte ønskelige registreringer vil JAMP være et egnet verktøy, dvs. at dette programmet utvides – i hvert fall for en periode – både mht. indikatorarter (krabbe, dypvannsfisk) og analyseparametre (dioksinlignende PCB, PCN, TBT m.fl.). En slik utvidelse av parameterlisten har så vidt begynt, men innsatsbehovet er vesentlig større enn det hittil har vært rom for. Norsk forvaltning og norsk forskning har her en mulighet for å markere seg fordi dette er data som det er sparsomt med også internasjonalt.

4. Frynsegevinster forbundet med referanseverdier

Referansenivåer har betydning utover de nevnte funksjoner i vanlige tilsyn med forurensninger og ressursforvaltning, og anvendeligheten er heller ikke betinget av en videre systematisering i klasser for grad av kontaminering. Når referanseverdien er fastsatt, lar graden av forurensning seg uttrykke i form av overkonsentrasjoner (antall ganger referansenivået), og det eneste som mangler i forhold til klassifiserings-systemet er de skjønnsmessige klassegrensene og den tilhørende standardiserte terminologi.

Hvis man over en tid har et godt data-materiale fra bare diffust belastede steder for klororganiske stoffer i indikatororganismer med ulike levesteder/leve-

sett og på forskjellig nivå i næringskjedene, vil man belyse to forhold som er av interesse for både forskning og forvaltning. Det ene er kunnskap om ulike arters egenskaper mht. opptak, lagring, omsetning og utskillelse av miljøgifter. Dette har bl.a. betydning for bedømmelse av de respektive artenes egnethet og begrensninger som indikatorer. F.eks. er det av interesse å vite i hvilken grad resultater fra ulike indikatorarter overlapper mht. informasjonsverdi (kan erstatte hverandre), dessuten om det i en gitt situasjon greier seg å bruke bare en indikatororganisme eller om det er ønskelig med analyser av flere.

Den andre gevinsten er et bidrag til bedre forståelse av de forskjellige stoffenes skjebne, transport og omsetning i økosystemene og på regional/global skala, herunder virkningen av internasjonalt avtalte restriksjoner på bruk (Bignert et al. 1998). Sammen med innsikt i stoffenes varierende fysisk-kjemiske og toksikologiske egenskaper er slike skjebnedata avgjørende som grunnlag for å bedømme behovet for videre tiltak eller ytterligere internasjonale avtaler om begrensninger (slik det f.eks. kan bli aktuelt for TBT og bromerte flammehemmere).

Igjen er det et videreført og utbygget JAMP som fra norsk side vil være et av de best egnede redskaper for å supplere inngangsdata til slike regionale/globalt modellbetraktninger.

Referanser

Ahlborg, U., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19:603-608.

AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme), 1998. Assessment report: Arctic pollution issues. AMAP, Oslo. 859 s.

Andersen, J. R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Hem, H. Holtan, T. Krogh, V. Lund, D. Rosland, B. O. Rosseland og K. J. Aanes, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-rapport TA-1468/1997, 31 s.

Barland, K., H. Berg og G. S. Eriksen, 1996. Tungmetaller i skalldyr. SNT-rapport 9, 1996. Statens Næringsmiddeltilsyn, Oslo. 24 s. + vedlegg.

Berg, T. og E. Steinnes, 1997. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey. *Sci Total Environ.* 208:197-206.

Berge, J. A., L. Berglund, E. M. Brevik, N. Følsvik, N. Green, J. Knutzen, R. Konieczny og M. Walday, 1997. Levels and environmental effects of TBT in marine organisms and sediments from the Norwegian coast. A summary report. Rapport 693/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 656-1997, 36 s.

Bernes, C., 1998. Persistent organic pollutants. A Swedish view of an international problem. *Monitor* 16. Naturvårdsverket, Stockholm. 152 s.

- Bignert, A., M. Olsson, W. Persson, S. Jensen, S. Zakrisson, K. Litzèn, U. Eriksson, L. Häggberg og T. Alsberg, 1998. Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environ Pollut.* 99:177-198.
- Brettum, P., 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport 1824, 25 s.
- Green, N.W., 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments to the Norwegian data 1995. Rapport 685/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3597-97, 124 s.
- Holtan, G., D. Berge, H. Holtan og T. Hopen, 1996. Paris Convention. Annual report on direct and riverine inputs to Norwegian coastal waters during the year 1996.5. A. Principles, results and discussion. B. Data report. Rapport 715/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3740-97, 138 s.
- Hylland, K., T. Nissen-Lie, P. G. Christensen og M. Sandvik, 1998. Natural modulation of hepatic metallothionein and cytochrome P4501A in flounder, *Platichthys flesus* L. *Marine Environ. Res.* 46:51-55.
- Knutzen, J., 1986. Bakgrunnsnivåer av metaller i strandsnegl (*Littorina* spp), albuskjell (*Patella vulgata*) og purpurnegl (*Nucella lapillus*). NIVA-rapport 1942, 30 s.
- Knutzen, J. og N. W. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme – JMP) 1990-1993. NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitets-kriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvalitet. NIVA-rapport 2540, 139 s.
- Knutzen, J., L. Berglind og E. Brevik, 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Knutzen, J., G. Becher, M. Schlabach og J. U. Skaare, 1998. PCDF/PCDDs, dioxin like PCBs, PCNs and Toxaphene in the edible crab (*Cancer pagurus*) from reference localities in Norway 1996. Organohalogen Compounds 39:295-298 (18th Symposium on Halogenated Environmental Organic Compounds), Stockholm 17-21/8 1998).
- Knutzen, J. (red.), E. Fjeld, K. Hylland,

- B. Killie, L. Kleivane, E. Lie, T. Nygård, T. Savinova, J.U. Skåre og K. J. Aanes, 1999. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN nr. 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 235 s.
- Lithner, G., 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2 Metaller. Naturvårdsverket, rapport 3628, 80 s.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/97, 36 s.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1993. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenz-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea and North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Rognerud, S. og E. Fjeld, 1990. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. Rapport 426/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport TA 714/1990, 79 s. + vedlegg.
- Rognerud, S., E. Fjeld og G. S. Eriksen, 1996. Landsomfattende undersøkelse av kvikksølv i ferskvannsfisk og vurdering av helsemessige effekter ved konsum. Rapport 673/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. SFT-rapport 1380/96, 21 s. + vedlegg.
- Rognerud, S., E. Fjeld og J. E. Løvik, 1997. Regional undersøkelse av miljøgifter i innsjøsedimenter. Delrapport 1. Organiske mikroforurensninger. Rapport 712/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3699-97. 37 s. + vedlegg.
- Rognerud, S., E. Fjeld og J.E.Løvik, 1999. Landsomfattende undersøkelse av metaller i innløpsedimenter. Rapport 759/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4024-99, 71 s. + vedl.
- Skjelkvåle, B. L., A. Henriksen, M. Vadset og O. Røyset, 1996. Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpige resultater fra 473 innsjøer. NIVA-rapport 3457-96, 18 s.
- Skjelkvåle, B.L. et al., 1999. Heavy metal surveys in Nordic lakes, harmonised data for regional assessment of critical limits. NIVA-rapport 4039-99, 71 s.
- Solberg, T., G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skaldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4 1997. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 28 s. + vedlegg.
- Solberg, T., B. Øvrevoll, V. Berg, Aa. Biseth og G.S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4-99, Statens

Næringsmiddeltilsyn, Oslo, 44 s. under trykking.

Steinnes, E., R.O. Allen, H.M. Petersen, J. P. Rambæk og P. Varskog, 1997. Evidence of large scale heavy-metal contamination of natural surface soils in Norway from long-range atmospheric transport. *Sci. Total Environ.* 205:255-266.

Wathne, B., S. Patrick og N. Cameron (red.), 1997. AL:PE – Acidification of mountain lakes: Palaeolimnology and ecology. Part 2 – Remote mountain lakes as indicators of pollution and climate change. NIVA-rapport 3638-97, 525 s.