



O-862602

**Kvalitetskriterier for miljøgifter i
vann, sedimenter og organismer
samt foreløpige forslag til
klassifikasjon av miljøkvalitet**

Quality criteria for water, sediments
and organisms and preliminary proposals
for classification of environmental quality

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 89

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 43 033

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752
Telefax (065) 78 402

Vestlandsavdelingen

Brevikven 5
5035 Bergen-Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:
0-862602

Undernummer:

Løpenummer:
2540

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. (Quality criteria for micropollutants in water, sediments and organisms and preliminary proposals for classification of environmental quality).

Dato:

22/12-90.

Prosjektnummer:

0-862602

Forfatter (e):

Jon Knutzen
Jens Skei

Faggruppe:

Marinøkologisk
Vassdrag

Geografisk område:

Generelt

Antall sider (inkl. bilag):

139

Oppdragsgiver:

Statens forurensningstilsyn (SFT).

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:

Kriterier for vern av akvatiske organismer og deres utnyttelse til næring og mat er sammenstilt fra utenlandske kilder (inkludert grenseverdier for miljøgifter i mat). Prinsipper for klassifikasjon av vannkvalitet ut fra miljøgifters forekomst og effekt er drøftet, og det er konkretisert mulige klassifikasjonssystemer på grunnlag av data om "bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og persistente organiske stoffer i Norge. Slike data er fremdeles ufullstendige, men hovedusikkerheten ved klassifikasjonssystemene er at det i bare liten grad er mulig å knytte klassegrensene til effekt og konsekvenser.

4 er neord, norske:

1. Miljøkvalitetskriterier
2. Vann
3. Sedimenter
4. Akvatiske organismer
5. Metaller
6. Organiske miljøgifter

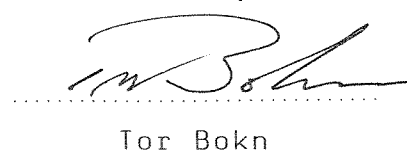
4 emneord, engelske:

1. Environmental quality criteria
2. Water
3. Sediments
4. Aquatic organisms
5. Metals
6. Organic micropollutants

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1855-6

0-862602

Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer,
samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet.

Quality criteria for micropollutants in water, sediments and organisms
and preliminary proposals for classification of environmental quality.

Oslo, 22/12 1990.

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeider : Jens Skei

FORORD

Foreliggende rapport er utarbeidet på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn som et ledd i å etablere en basis for å vurdere miljøkvalitet i akvatiske økosystemer (dvs. for vann, sedimenter, organismer). Rapporten er å oppfatte som et grunnlagsdokument, som ikke nødvendigvis gjenspeiler oppdragsgivers oppfatning.

Så vidt mulig skal arbeidet munne ut i klassifikasjons-systemer for miljøkvalitet, slik at beskrivelse av forurensnings-påvirkninger kan ha en definert referanseramme og derved bli mer enhetlig. For ferskvann er det utarbeidet en håndbok med bl.a. sammenstilling av vannkvalitetskriterier (Holtan, 1989) og for det marine miljø en rapport vedrørende systemutvikling (Rygg et al., 1986) og utkast til håndbok (Rygg, 1990).

Kriterie- og klassifiseringsarbeidet betyr ikke at skjønnsmessige vurderinger kan unngås. Økosystemenes kompleksitet og naturlige variasjoner setter klare begrensninger for utsagnskraften i forenklede fremstillinger. Imidlertid bør det for en del praktiske formål søkes å begrense skjønnsvurderinger i den grad det kan anses forsvarlig.

Utredningen gjelder bare kriterier til vern av akvatiske organismer og deres utnyttelse, mens kriterier for ulike former for bruk av vann er holdt utenom. Utgangspunktet for rapporten var primært miljøgifter i marine områder. Av praktiske grunner er det funnet formålstjenlig å inkludere ferskvann. Særlig i Norge, med så mange mer eller mindre brakkvannspregede lokaliteter, synes saltinnholdet å være en kunstig grense. For organiske miljøgifter er et slikt skille meningsløst.

Rapportens vesentlige funksjon vil være som en midlertidig sammenstilling av kunnskap. Bl.a. gjenstår mye kartleggingsarbeide av miljøgifter, kanskje særlig i ferskvannsmiljø, før man har skikkelig overblikk over "bakgrunns-nivåer" på ulike typer av lokaliteter og i forskjellige abiotiske og levende bestanddeler av omgivelsene. Det er også et stort behov for biotestdata hvis klassifisering av vannkvalitet skal kunne knyttes til effekter. Foreløpig illustrerer mye av bestrebelsene med å etablere vannkvalitetskriterier at grunnlagsmaterialet er for dårlig. Utilstrekkelig grundig arbeid har få andre fordeler enn å sikre fortsatt sysselsetting.

Jens Skei har hatt hovedansvaret for de delene av rapporten som

gjelder miljøgifter i saltvann og fjordsedimenter (kap. 6.3.2, 7.1 og 8.4). Sigurd Rognerud og Kristoffer Næs har gitt bidrag og kommentarer vedrørende hhv. ferskvannssedimenter og organiske miljøgifter i fjordsedimenter. Brage Rygg, Magne Grande og Hans Holtan har lest gjennom og kommentert rapportutkastet. Ved NIVA's bibliotek har Berit Kramer vært til god hjelp ved informasjonssøk på databaser.

Kirstin Færden, Statens Næringsmiddeltilsyn, takkes for oversendelse av en FAO-rapport om ulike lands grenseverdier for miljøgifter i fisk.

Oslo, 22/12-90.

Jon Knutzen.

INNHOOLD	SIDE
FORORD	2
1 A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	6
1 B. SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	11
3. BRUKSDEFINISJONER	13
4. INFORMASJONSKILDER	14
5. VANNKVALITETSKRITERIER, RETNINGSLINJER OG STANDARDER	16
5.1 EPA-kriterier (USA)	17
5.2 WRC - forslag til standarder (Storbritannia)	25
5.3 Kanadiske retningslinjer	28
5.4 Arbeid med kvalitetsmål og standarder innen EF	31
5.5 Andre kriteriepublikasjoner	34
5.6 Sammendrag av grenseverdier	38
6. KLASSIFISERINGSSYSTEMER FOR VANNKVALITET	43
6.1 Forslag til svensk system	44
6.2 Andre data om bakgrunnsnivåer i ferskvannsforekomster	47
6.3 Forslag til norske klassifiseringssystemer	49
6.3.1 Metaller i ferskvann	49
6.3.2 Metaller i saltvann	52
7. SEDIMENTKRITERIER	56
7.1 Kriterie- og klassifiseringsgrunnlag	57
7.1.1 Bakgrunnsnivåer som kriteriebasis	59
7.1.2 Vannkvalitetskriterier anvendt på porevann	60
7.1.3 Likevektsfordeling sediment/vann	61
7.1.4 Likevektsfordeling sediment/organismer	63
7.1.5 Biotester	64
7.1.6 "Screening level concentration" (SLC)	65
7.1.7 Indikert skadeterskel (Apparent Effect Thres- hold, AET)	66
7.1.8 "Triademethoden" (Sediment quality triad)	66
7.1.9 Sammenfattende vurdering av kriteriegrunnlag	67

	SIDE
8. KLASSIFISERINGSSYSTEMER FOR SEDIMENTKVALITET	70
8.1 Svensk forslag til klassifisering av ferskvannssedimenter	70
8.2 Nederlandske kriteriegrunnlag og bakgrunnsnivåer i ferskvannssedimenter	71
8.3 Bakgrunnsnivåer av metaller i norske ferskvannssedimenter	73
8.4 "Bakgrunnsnivåer" og klassifisering av fjordsedimenter	73
8.4.1 "Bakgrunnsnivåer"	73
8.4.2 Foreløpig forslag til klassifisering av norske fjordsedimenter	75
9. KRITERIER/KLASSIFISERING BASERT PÅ MILJØGIFTINNHOOLD I ORGANISMER	79
9.1 "Bakgrunnsverdier"	79
9.2 Grenseverdier i mat	88
9.3 Økologisk begrunnede grenser for nivåer i organismer	94
9.3.1 Problemstilling	94
9.3.2 Eksempler på litteratur	96
9.4 Fare for økologisk skade ved nåværende "bakgrunnsverdier" for klororganiske stoffer?	98
9.5 Svensk klassifiseringssystem etter innhold av metaller i ferskvannsorganismer	101
9.6 Utkast til norske klassifiseringssystemer basert på innhold av miljøgifter i organismer	103
9.6.1 Limnisk miljø	103
9.6.2 Marint miljø	104
9.6.3 Klassifisering ved kombinasjon av belastninger	115
10. AVSLUTTENDE KOMMENTARER OG MULIG VIDERE ARBEID	117
REFERANSER	120
ANNEX - Table legends	135

I A. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Hovedformålene med foreliggende rapport har vært å

- sammenstille utenlandske vannkvalitetskriterier for miljøgifter.
- fremme forslag til kvalitetsklassifisering basert på forekomsten og virkninger av miljøgifter i vann, sedimenter og organismer.

II Foruten tidligere utredninger om "bakgrunnsnivåer" av metaller og organiske mikroforurensninger er rapporten basert på gjennomgåelse av litteratur tilgjengelig fra NIVA's bibliotek og fra søk i databaser som dekker vannressursforvaltning og miljøtoksikologi/veterinærmedisin. En god del av underlagsmaterialet er ikke publisert, og noe er skaffet til veie gjennom forbindelser i utlandet.

III Vannkvalitetskriterier i streng forstand (dvs. angitt ved stoffenes konsentrasjoner i vann) er behandlet i kap. 5; med sammenstilling av kriterier/retningslinjer/standarder fra forskjellige kilder i tabellene 1 - 6 og sammendrag av laveste grenseverdier blant disse i tabellene 7 - 8.

IV Kap. 6 inneholder data om "bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvann og fjordvann, som utgjør et naturlig utgangspunkt for klassifiseringen. Foruten et svensk system for tilstandsklasser og påvirkningsgrader mht. metaller i ferskvann (tabell 9), gjengis et tidligere fremmet norsk forslag for klassifisering av ferskvann (kap. 6.3.1) og et mulig system for saltvann (kystvann, tabell 11).

Grenseverdiene mellom klassene i det norske forslaget til klassifiseringssystem i ferskvann bør vurderes nedjustert i lys av laveste observerte skadenivåer.

V Sedimentkriterier synes foreløpig ikke konkretisert i noe land. I kap. 7 gjennomgås behovet for kvalitetskriterier for miljøgifter i sedimenter og ulike prinsipper/metoder som kan brukes ved utledning av sedimentkriterier.

I påvente av mer systematiske data for ferskvannssedimenter i Norge gjengis et svensk forslag til klassifisering mht. metallinnhold, basert på førindustrielle bakgrunnsverdier (tabell

13). På samme måte som for vann innbefatter systemet klassifisering av både tilstand og påvirkningsgrad.

Vesentlig basert på data fra Statlig program for forurensningsovervåking presenteres ca. bakgrunnsnivåer for miljøgifter i marine bunnsetninger (tabell 15) og et forslag til klassifisering av overflatesedimenter i fjorder (tabell 16).

VI Antatt høye bakgrunnsnivåer (tabellene 18 - 20) er likeledes utgangspunkt for de foreslåtte klassifiseringssystemer for miljøgiftinnhold i organismer (tabellene 25 - 31, kap. 9). I samsvar med behovet for å karakterisere ulike deler av akvatiske økosystemer, er det benyttet indikatorarter med ulike levesteder og levevis. Det gjengis også svenske klassifiseringsforslag for metaller i elvemose (tabell 24) og kvikksølv i 1-kilos gjedde.

Til sammenligning er det tatt med utvalgte grenseverdier for miljøgiftinnhold i spiselige fisk og skalldyr fra forskjellige land (tabell 22), samt en jevnføring av bakgrunnsnivåene i byttedyr med antatte risikogrenser for fiskeetende fugl og pattedyr (tabell 23).

VII For flere av de foreslåtte delsystemer er datagrunnlaget usikkert. I Norge er det fremdeles sparsomt med basisundersøkelser av miljøgiftnivåer i vann, sedimenter og organismer fra lokaliteter som er representative for bare diffus belastning i ulike typer av vannforekomster/vannmasser og i forskjellige deler av landet. Hverken selve kartleggingsoppgaven eller den nødvendige oppbygning av kompetanse og kapasitet har vært prioritert.

Av flere grunner bør det nøye vurderes om de foreslåtte klassifiseringssystemer bør tas i bruk; eventuelt om noen av delsystemene er mer tilforlatelige og anvendelige enn andre.

Fordelene ved en klassifisering er:

- faste målestokker for bedømmelse av miljøkvalitet.
- mindre anledning til individuelle skjønn.
- hurtig kommunikasjon av hovedbudskap.

Mot dette står - i tillegg til den nevnte usikkerhet pga. delvis manglende grunnlagsstudier:

- Risiko for å gi misvisende informasjon pga. naturgitte forskjeller mellom lokaliteter og utvikling over tid.
- At klassifiseringen foreløpig ikke har latt seg knytte til effekter eller konsekvenser for ressursutnyttelse (annet enn for ytterpunktene).
- Problemet kombinerte belastninger (som er det mest vanlige).
- Nødvendigheten av flere delsystemer (ulike parametre), hvilket kan gi forskjellige kvalitetsklasser på tilnærmet samme sted.
- Konsekvenser av eventuelt å måtte revurdere et umodent system.

VIII For å nå frem til klassifiseringssystemer som bygger mer på kjennskap til sammenhenger mellom konsentrasjoner og effekter, må det arbeides videre med en kombinasjon av biotester og feltstudier. Særlig vil det være aktuelt med sedimenttester og studier av hvilke organ- og organismenivåer av miljøgifter som bevirker skade på vedkommende organismer selv eller på beitere/rovformer.

I B. SUMMARY AND CONCLUSIONS

- I The main objectives of the present report has been to
- collate available water quality criteria for micropollutants.
 - propose a system for quality classification of the aquatic environment, based on levels and effects of micropollutants in water, sediments and organisms.
- II Water quality criteria from several sources are given in tables (1 - 5*, ch. 5). The strictest criteria are summarized in tables 7 - 8, respectively for metals and organic pollutants.
- III Ch. 6 contains data on "background levels" of metals in freshwater and fjord water, (i.e. from localities merely receiving a diffuse loading). A Swedish proposal for classification of freshwater sites and a Norwegian scheme for classification of coastal waters is seen from table 9 and table 11, respectively
- IV Precise sediment criteria in terms of concentration limits appear to be lacking. A proposed Swedish classification system for the limnic environment, based on metal levels in pre-industrial sediments, is referred in table 13 (ch. 8). Approximate "background levels" of metals and selected organic pollutants in Norwegian fjord sediments are presented in table ~~14~~¹⁵, together with a preliminary scheme for classification of sediment quality (table 16). ✓
- V Assumed "high background levels" of micropollutants in organisms (tables 18 - 20, ch. 9), have been basis for proposed classification systems for micropollutant concentrations in organisms (tables 25 - 31).
- It is also included a list of selected examples of human health limits for micropollutants in edible fish and shellfish (table 22), and a comparison of background concentrations in prey organisms with assumed risk levels for fish eating birds and mammals (table 23).
- VI The main arguments in favour of classification systems are:
- standardized methods for evaluation of environmental quality.

- less room for individual judgement.
- rapid and simple communication of headline information.

Contra arguments are:

- risk of misleading information (not taking into account trends and many sources of natural variations).
- inadequacy of systems mainly describing degrees of contamination; i.e. without relations between concentration and effects/hazards except for extreme values.
- the unsolved problem of contamination with several substances.
- the necessity of sub systems (different parameters), leading to risk of assigning different classes to the same localities.

VII In order to achieve systems which are more based on knowledge about dose/response relations, not mainly levels of contamination, it will be necessary to put considerable efforts into a combination of community relevant bioassay and field studies, in particular with sediment and food chain exposure.

***For table legends, see annex.**

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Foreliggende rapport er utført som ledd i et oppdrag for Statens forurensningstilsyn (SFT) om kvalitetskriterier for det akvatiske miljø. Foruten miljøgifter, som behandles her, omfatter arbeidet også kriterier for overgjødning, belastning med nedbrytbart organisk stoff, forsurening, partikkelforurensning og vannhygiene. Både kjemiske, bakteriologiske og biologiske variable inngår. For nærmere redegjørelse om systemutvikling henvises til Rygg et al. (1986), videre til kriteriehåndbok for ferskvann (Holtan, 1989) og utkast til kriteriehåndbok for marine områder (Rygg, 1990).

Kvalitetskriterier og -standarder for det akvatiske miljø har en rekke anvendelsesområder, primært innen forvaltningens arbeid med forurensningssaker:

- Generell ressursforvaltning, målformulering, planlegging, beslutninger om tiltak.
- Konsekvensvurderinger, behov for tiltak, rensekrav, utslipps-, dumper- og mudringstillatelser.
- Overvåking, beskrivelse av forurensningsgrad og/eller tilstand i relasjon til ulike brukerinteresser.

Miljøkvalitetskriterier angir i sammentrengt form sammenhenger mellom tilstand og effekt (eventuelt konsekvens for en brukerinteresse). Derved forenkles kommunikasjonen mellom

- forskere og forvaltning
- forvaltning/forskning og politikere/allmenhet.

Klassifikasjonssystemer for vannkvalitet vil ofte ha kriterier som et viktig utgangspunkt. Klassifikasjonssystemer representerer imidlertid et skritt videre i bestrebelsene på å formidle informasjon på en enkel måte, idet kriterier i høyden bare er ett av flere grunnlag for klassifisering. Ved klassifikasjonen tas i tillegg hensyn til variasjonsbredden i stoffenes (eventuelt naturlige) forekomst og det utøves et skjønn på konsekvensene av ulike grader av forurensning.

Rapportens kriteriedel er begrenset til kvalitetskriterier og -standarder for vern av akvatiske organismer og deres bruk, herunder utnyttelse til mat og som næringsgrunnlag for fugl og pattedyr.

Hovedformålet har vært å gi en sammenstilling av utenlandske kriterier for et utvalg av de antatt mest aktuelle miljøgifter, men det er også inkludert et norsk og et svensk klassifikasjonssystem vedrørende metaller. (Ved siden av en del metaller og metallorganiske forbindelser som gir skade ved lave/moderate overkonsentrasjoner sammenlignet med naturlig forekomst, forstås med miljøgifter organiske stoffer som har en eller flere av følgende egenskaper: høy akutt giftighet, stor bestandighet i naturlige omgivelser, utpreget bioakkumulerende, fosterskadende og/eller potensielt kreftfremkallende. Utvalget av miljøgifter følger en norsk prioriteringsliste (SFT, 1987) og en svensk eksempelliste (KEMI, 1989), men med enkelte tillegg. Utelatt i forhold til KEMI's liste er enkelte organiske forbindelser med relativt lav giftighet overfor organismer i vann. I forbindelse med hovedformålet har det også vært nødvendig å redegjøre for de viktigste begreper, forutsetninger, presiseringer og resonnementer som knytter seg til kriteriene. Disse kan være nokså ulike (f.eks. totalinnhold mot innhold av løst metall, definisjon av "løst", gjennomsnitt versus 95-persentil eller maksimumsverdi, etc.).

Ovenstående angår vannkriterier i streng forstand, dvs. kriterier angitt som konsentrasjoner av vedkommende stoffer i vann. For en del stoffer og stoffgrupper, særlig lipofile (fettakkumulerende) og persistente (bestandige) organiske forbindelser, ville det kunne være mer hensiktsmessig med kriterier og inndeling i kvalitetsklasser basert på stoffenes konsentrasjon i sedimenter og/eller organismer. Dette er stoffer med lav løselighet i vann, samtidig som de praktiske konsekvensene av stoffenes forekomst mest er knyttet til risiko for kronisk giftighet, bioakkumulering og (ihverfall delvis) til eksponering via kontakt med sediment eller inntak av forurenset næring.

Miljøkvalitetskriterier basert på innhold i sediment og organismer er et komplisert tema, og foreløpig er slike kriterier vesentlig begrenset til anbefalte maksimalkonsentrasjoner av en del stoffer i spiselige organismer. Imidlertid er det sett nærmere på muligheter og forutsetninger for slike kriterier (kap. 7 og 9).

3. BRUKSDEFINISJONER

Begrepet "kriterier" brukes ofte - i streng forstand - om et hvert punkt på en dose-respons kurve (Thaulow et al., 1980).

I samsvar med en mer vanlig bruksmåte i den litteratur som behandles, benyttes begrepet her i betydningen:

- Den kvantitative sammenheng mellom konsentrasjonen av vedkommende stoff og risikoen for en uønsket effekt ved overskridelse av denne konsentrasjonen.

Kriterieverdiene tilsikter m.a.o. å sikre mot uønskede effekter eller risiko/ulempe for nærmere angitte brukerinteresser. Grenseverdiene bygger dels på direkte observasjoner fra felt- eller laboratoriestudier, dels er det lagt inn sikkerhetsfaktorer som i stor grad avgjøres etter skjønn (f.eks. avhengig av vedkommende stoffs egenskaper, mulige vitnesbyrd om risiko for samvirke med andre stressfaktorer o.a.).

Det engelske begrepet "Guidelines" ("retningslinjer", "normer") brukes synonymt med "kriterier". Begge er vanligvis oppfattet å ha rådgivende, veiledende og informerende funksjon.

"Standarder" brukes vanligvis om grenseverdier som har et juridisk innhold, dvs. krav til vannkvalitet med bakgrunn i lov og forskrifter. De refererte rapportene fra Water Research Center i Storbritannia gir eksempel på en mindre strikt bruk av begrepet "standard" og likestilles derfor her med "kriterier"/"retningslinjer".

4. INFORMASJONSKILDER

Vannkvalitetskriterier og vannkvalitetsstandarder er i stor grad å finne i den "grå" litteratur, dvs. institusjonelle rapportserier og meldingsblader ved siden av offisielle kunngjøringsorganer. Dekningen av denne typen litteratur er nokså ufullstendig i de fleste databaser. Et unntak er basen til NTIS (National Technical Information Service i USA, som bl.a. dekker EPA-rapporter).

Foruten å følge opp kunngjøringsorganer og rapportserier i enkelte sentrale land, institusjoner og internasjonale organisasjoner (EF's Tidende, Water Research Center (WRC) i Storbritannia, Naturvårdsverket i Sverige, US Environmental Protection Agency (EPA)), er det søkt på stikkord:

- Water Quality Criteria/Standards/Objectives.
- Environmental Quality Criteria/Standards og
- Environmental Health Criteria i Dialogbasene nr. 6 (National Technical Information Service (NTIS, USA), 34, 433, 434 (Sci Search), 41 (Pollution Abstracts), 44 Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts, samt i Aqualine, alle for perioden 1985 - 1989.

I EPA (1986a) heter det at kjøp av dette dokumentet gjennom U.S Government Printing Office vil berettige til å motta oppdaterte kriterier en gang i året. Dette opplegget synes ikke å fungere. Kriteriedokumenter advisert for 1987 - 1988, bl.a. for sølv, organotinnforbindelser, heksaklorbenzen, synes heller ikke å ha kommet, å dømme etter foreløpig resultatløse henvendelser til NTIS.

I tillegg til ovenstående er de antatt mest aktuelle utenlandske tidsskrifter dekket, mens en del "grå" litteratur også er innkommet ved kontakter i utlandet.

På bakgrunn av at kriterier basert på innhold i organismer bl.a. kan ta utgangspunkt i grenseverdier for mat, er det også gjort informasjonssøk på stikkordene ADI (Acceptable Daily Intake), FDA (Food and Drug Administration, USA) og "Action levels", samt kombinasjoner av FDA med de to øvrige. Dette ga en del treff i Dialogbasene 6 (NTIS, 1964 - 1990), 51 (Food Sciences and Technology Abstracts, 1969 - 1990) og 155 (Medline, 1966 - 1990), men få som gjaldt miljøgifter. Mesteparten av informasjon om grenseverdier i mat er fått fra en sammenstilling av slike opplysninger gjort av Joint

Monitoring Group innen Oslo/Paris-kommisjonen. En direkte henvendelse til Food and Drug Administration ga en liste over "aksjonsnivåer" (action levels) for en del miljøgifter i mat (FDA, 1987).

5. VANNKVALITETSKRITERIER, RETNINGSLINJER OG STANDARDER

Ved vurdering og sammenligning av ulike vannkvalitetskriterier/-standarder og inndelinger i vannkvalitetsklasser er det viktig å ha kjennskap til bl.a.:

- Kriterienes og klassifiseringssystemenes konkrete siktemål (hva som spesifikt tilsiktes vernet, herunder hvilke brukerinteresser; hvordan og til hva klassifiseringssystemet er ment brukt).
- Mulige operasjonelle krav knyttet til kriterier eller klassifiseringer (f.eks. analysemetodikk, observasjonshyppighet).
- Hvordan kriterier eller klassegrenser er utledet/fastlagt, herunder det vitenskapelige grunnlag de bygger på.

Forskjellige land og institusjoner har brukt mer eller mindre kompliserte resonnementer for å utlede kriterier. I det følgende redegjøres for de viktigste retningslinjene som har vært benyttet av de institusjoner som i de siste år har vært mest aktive på dette feltet i Europa og USA/Canada.

Mest systematisk og vedvarende arbeid er uten tvil nedlagt av Environmental Protection Agency (EPA) i USA. Hundrevis av årsverk må ligge bak de omfattende utredningene og kriteriedokumentene som EPA har gitt ut fra 1976 og fremover. Milepæler i dette arbeidet har bl.a. vært "The Red Book (EPA, 1976), senere revisjoner av denne (EPA, 1980a) og sammendrag av kriterier frem til 1985 (EPA, 1986a). EPA (1986a) inneholder også sammendrag av tidligere og nåværende retningslinjer for utledning av kriterier, samt oversikt over NTIS-nr. for de enkelte kriteriedokumenter (bestillingsnr. til US National Technical Information Service - som er nødvendig for å få tak i dokumentene). I alt henvises i EPA (1986a) til vel 90 kriterierapporter.

EF-direktiv av 4. mai 1976 pålegger medlemslandene å utarbeide nasjonale kvalitetsmålsettinger for liste II stoffer i vann. (For de antatt farligste miljøgifter - liste I-stoffene, skal slike kvalitetsmål fastsettes av EF's råd). Direktivet av 4/5-76 (EF Tidende nr. L 129/23, 18/5 1976) er foranledningen til at Water Research Center har utarbeidet en rekke forslag til miljøkvalitetsstandarder i vann. (Brown et al., 1984; Gardiner og Mance, 1984a,b; Mance og Yates, 1984a,b; Mance et al., 1984a-c; Wolff et al., 1988; Zabel et al., 1988a, b).

Imidlertid gjelder ikke alle disse det som her betegnes miljøgifter. (I samme serie har forøvrig kommet en litteraturoversikt om betydningen av metallers tilstandsform for deres giftighet, kfr. Hunt, 1987).

5.1 EPA-kriterier (USA)

EPA baserer sine kriterier på omfattende krav til underlagsmaterialet. Disse krav er formulert i manualer for hvilke data (mest testresultater) som må/bør foreligge, krav til test- og analysemetodikk og anvisninger på hvordan kriteriene (grensekonsentrasjonene) skal beregnes eller - subsidiært - fastsettes på annet grunnlag. Prosedyren er meget komplisert og formell, og nedenfor redegjøres bare for hovedpunktene. For nærmere redegjørelse, overlegninger og begrunnelser vises til EPA (1985a), som erstatter tidligere retningslinjer (EPA, 1980a). Forskjellen mellom disse to utgavene av "Guidelines" er imidlertid ikke større enn at alle EPA's kriteriedokumenter for enkeltstoffer og stoffgrupper etter 1980 - 81 kan anses å være basert på tilnærmet samme lest; kfr. redegjørelse om de viktigste modifikasjonene i EPA (1985a). (Som nevnt inneholder sammenstillingen av kriterier frem til 1985 (EPA, 1986a) også sammendrag av retningslinjer for kriteriefastsettelsen både for 1985-utgaven og de tidligere fra 1980 og 1976).

EPA-kriteriene til vern av akvatisk liv består av to verdier:

- CCC = Criterion Continuous Concentration
- CMC = Criterion Maximum Concentration.

CCC er øvre grense for 4-dagers midlere konsentrasjon og CMC maksimum for 1-times gjennomsnitt, - som hver ikke må overskrides mer enn en gang hvert 3. år.

Kriteriene sikter mot å verne akvatiske organismer og deres bruk. (Inkludert i "bruk" er både utnyttelse av akvatiske dyr og planter som mat og som næring for sjøfugl og pattedyr).

Begrunnelsen for de tidsangivelser som inngår i kriteriene er henholdsvis vern mot kroniske (CCC) og akutte belastninger (CMC). At disse tidsrommene er satt betydelig kortere enn varigheten av de tester som kriteriene baserer seg på, er begrunnet med at en lengre periode enn 4 døgn vil øke risikoen for store fluktuasjoner, hvilket i seg selv er skadelig; uavhengig av middelveiden, og at 1-times eksponering for høye konsentrasjoner medfører betydelig risiko for

skade (EPA, 1985a).

Hyppigheten av tillatte overskridelser ("allowed exceedance") - maksimum en gang pr. 3. år - gjelder ikke uhell/ulykker, men sikter til de ekstremisituasjoner som med mellomrom oppstår i belastede vannforekomster ved kombinasjon av toppbelastning og dårlige fortynnings- og spredningsmuligheter. Slike overskridelser antas derfor vanligvis å være moderate. Tidsrommet 3 år er skjønnsmessig valgt ut fra akvatiske økosystemers evne til å komme seg etter skader fra en overskridelsepisode av ovennevnte art (EPA, 1985a).

EPA-kriterier tilsikter ikke å verne alle berørte arter til enhver tid. Den statistiske metoden for å beregne Final Acute Value (se nedenfor) er ment å verne 95% av artene (inkludert alle arter som anses viktige kommersielt eller rekreasjonsmessig).

Av ovenstående og ellers på en rekke punkter i EPA (1985a) fremgår at det har vært et hovedpoeng i det nedlagte arbeidet at kvalitetskriteriene ikke skulle være overbeskyttende. Det er i denne forbindelse verd å merke seg at bare tester med naturlig forekommende arter på det Nord-Amerikanske kontinent inngår i vurderingsgrunnlaget. Av denne (og andre) grunner er ikke kriteriene uten videre anvendbare på norske forhold.

Kriteriet for maksimalt 1-times gjennomsnittskonsentrasjon - CMC - avledes av data fra tester på akutt giftighet, dvs. 96 timers EC50 tester, der det med EC (Effective Concentration) er ment den konsentrasjonen der 50% av forsøksdyrene enten er døde, gjort ubevegelige eller på annen måte alvorlig skadd etter 96 timer. Fortrinnsvis skal kriteriegrunnlaget bestå av tester utført i samsvar med retningslinjer gitt i ASTM-standarder (ASTM = American Standards of Testing and Materials).

For å avlede en CMC-verdi for ferskvann kreves bl.a. resultater fra akseptable akutt-tester for minst 8 arter av ulike familier, inklusiv: en laksefisk, en annen fiskefamilie, en tredje familie av gruppen Chordata (ryggstrengdyr), en planktonisk krepsdyrart, en art av benthiske krepsdyr, et insekt, en art av en familie utenom Chordata og Arthropoda (ledd-dyr) og en art enten av en klasse eller en insiktsorden som ikke er representert blant de foregående.

For saltvannskriterier kreves et tilsvarende underlag i form av testresultater fra et variert utvalg av arter som representerer viktige hovedgrupper av dyr med ulike levevis.

CMC settes lik $1/2$ "Final Acute Value" (FAV) som beregnes statistisk ut fra ovennevnte testdata fra 8 ulike familier på en måte som skal sikre 95% av artene mot skade (se nærmere i EPA, 1985a).

I forhold til EPA (1985a) og EPA (1986a) er den statistiske beregningsmetoden for utledning av FAV siden blitt noe endret (EPA, 1988a).

CCC (Kriteriet for kontinuerlig konsentrasjon) betyr som nevnt den midlere konsentrasjon over 4 dager som ikke bør overskrides mer enn én gang hvert 3. år.

CCC settes lik den laveste av tre andre utledede verdier:

- Final Chronic Value, FCV
- Final Plant Value, FPV,
- Final Residue Value, FRV.

Avhengig av hvilke data som er tilgjengelig kan FCV:

I beregnes ut fra tester på kronisk toksisitet,

II settes til forholdet FAV: ACR (ACR = Final Acute - Chronic Ratio).

I krever data for arter fra 8 familier, parallelt til kravene for å utlede FAV. II forutsetter at det finnes resultater fra både akutt-tester og kronisk-tester for et antall arter. For de detaljerte krav som settes til tester og resultater benyttet for å bestemme kronisk toksisitet og forholdet FAV : ACR, må henvises til EPA (1985a).

Fastsettelse av FPV (se ovenfor) krever at det finnes resultater fra akseptable tester med minimum en alge (96t) eller en karplante (kronisk test). Hvis planter er blant de mest ømfintlige overfor vedkommende stoff, kreves tester med minimum to arter av ulike klasser. FPV settes lik laveste konsentrasjon som har gitt biologiske betydningsfulle negative utslag i en test med en viktig akvatisk art.

Beregning av FRV (Final Residue Value) skal dels forebygge at konsentrasjoner i kommersielt eller rekreasjonsmessig viktige arter overskrider grenseverdier for innhold i næringsmidler ("applicable FDA (Food and Drug Administration) action levels"). Et sideordnet formål er å verne beiter og rovformer av fisk, fugl og pattedyr mot skade.

For det første formål kreves m.a.o. at det skal foreligge en offisiell øvre akseptabel grense i mat. For naturvernaspektet kreves at skade fra høyere konsentrasjoner enn FRV er dokumentert ved undersøkelser.

FRV er den laveste oppnådde verdi (konsentrasjon i vann) når man dividerer er maksimalt tillatelig nivå i planter eller byttedyr med en antatt pålitelig biokonsentrasjonsfaktor (BCF) eller bioakkumuleringsfaktor (BAF, som i motsetning til BCF også inkluderer andre eksponeringsveier enn vann). Med "maksimalt tillatelig nivå" forstås enten en FDA-verdi eller et maksimalt akseptabelt inntak via næring basert på observasjon av overlevelse, vekst eller formering i kroniske foringsforsøk eller langvarige feltstudier. (Hvis ingen slike maksimalt tillatelige nivåer er tilgjengelig, kan det ikke utledes noen FRV-verdi).

På grunn av at det finnes så få BAF-verdier (dvs. akkumuleringsfaktorer basert på alle eksponeringsveier), er samtlige EPA's FRV-verdier basert på BCF-verdier. Også til BCF-verdiene stilles det bestemte krav til testgrunnet (testopplegg, målinger, etc.). Om dette og anvisningene om beregningsmåten for endelig BCF-verdi må henvises til EPA (1985a). For lipofile substanser gis også anvisning på hvordan BCF-verdier ved ekstrapolering fra en type vev eller en art til en annen type vev eller en annen art.

Ut fra retningslinjene kan det beregnes flere "Final" Residue Values for samme stoff både med basis i FDA-verdier og BCF-verdier i ulike rovformer av fisk/fugl/pattedyr. Av disse velges den laveste.

Foruten det som inngår i den faste prosedyren ved utledning av CMC og CCC, kan det ved den endelige fastsettelsen av disse tas hensyn til andre data, ("Lowest Biologically Important Value"). Forutsatt er da bl.a. at observasjonene gjelder viktige arter og at de gjelder økologisk betydningsfulle forhold. Det kan således også tas hensyn til vitnesbyrd om f.eks. forringet lukt og smak hos fisk og resultater fra studier av atferd og fysiologiske stressreaksjoner.

Tabell 1 nedenfor inneholder et utvalg av EPA-kriterier for miljøgifter. Utvalget av stoffer begrenser seg som nevnt til prioriteringslisten til SFT (1987) og en eksempelliste fra den svenske Kemikalieinspektionen (KEMI, 1989). Det meste av dataene er hentet fra sammenstillingen av kriteriedokumenter utgitt inntil 1985 (EPA, 1986a). Senere kriteriedokumenter er henvist til i fotnoter til tabellen.

Bemerk at en del av kriteriene er utledet på grunnlag av eldre

retningslinjer der CCC gjaldt 24-timers middel og CMC ikke skulle overskrides overhodet.

I en del tilfeller har kravene til datamaterialet ikke vært tilstrekkelig for å kunne utlede nasjonale kriterier i henhold til veiledningens forskrifter (EPA, 1985a). I tabellen er slike kriterie-dokumenter, med helt eller delvis mangelfulle toksisitetsdata for å utlede kriterier, merket med *).

Metallkriteriene er utarbeidet med henblikk på "syreløselig metall". Med dette menes det som går gjennom et filter med porestørrelse 0.45 µm etter surgjøring til pH 1.5 - 2 med salpetersyre. Av metodetekniske og formelle årsaker anbefales imidlertid at grenseverdiene også benyttes for data som gjelder totalinnhold (se f.eks. EPA (1987)).

For de metaller der giftvirkningen avhenger av vannets hardhet (ferskvann) er angitt grenseverdien - beregnet her - ut fra 10 mg CaCO₃/l og avrundet nedover.

Følgende relasjoner til hardhet (H) er benyttet for de ulike metaller. (Satt inn 10 i ligninger angitt i EPA, 1986a; for nikkel oppdatering 1/5-87 av EPA (1986a) og for sink EPA, 1987).

Bly CCC (4-dagers middel): $e^{(1.273 [\ln H] \div 4.705)}$

CMC (1-times middel): $e^{(1.273 [\ln H] \div 1.460)}$

Kadmium CCC: $e^{(0.7852 [\ln H] \div 3.490)}$

CMC: $e^{(1.128 [\ln H] \div 3.828)}$

Kobber CCC: $e^{(0.8545 [\ln H] \div 1.465)}$

CMC: $e^{(0.9422 [\ln H] \div 1.464)}$

Krom III CCC: $e^{(0.8190 [\ln H] + 1.561)}$

CMC: $e^{(0.8190 [\ln H] + 3.688)}$

Nikkel CCC: $e^{(0.846 [\ln H] + 1.1645)}$

CMC: $e^{(0.846 [\ln H] + 3.3612)}$

Sink CCC: $e^{(0.8473 [\ln H] + 0.7614)}$

CMC: $e^{(0.8473 [\ln H] + 0.8604)}$

Sølv CMC: $e^{(1.72 [\ln H] \div 6.52)}$

Tabell 1. EPA vannkvalitetskriterier for ferskvann og saltvann, vesentlig basert på angivelser i EPA (1986a) og oppdatering 1/5 1987 av denne (pentaklorfenol og nikkel), $\mu\text{g/l}$. CCC: 4 dagers middel som ikke bør overskrides mer enn én gang hvert 3. år. CMC: Tilsvarende 1-times middel. Kriterieverdier ved 10 mg CaCO_3/l er beregnet her og bare oppført ved metaller der giftigheten avhenger av vannets hardhet. * angir kriteriedokument med giftighetsdata, men utilstrekkelig for utledning av kriterier. Se forøvrig tekst og fotnoter.

STOFFER	FERSKVANN				SALTVANN	
	10 mg CaCO_3/l		50 mg CaCO_3/l		CCC	CMC
	CCC	CMC	CCC	CMC		
Aldrin				4		1.3
Aluminium ¹⁾			87 ¹⁾	750 ¹⁾	-	-
Arsen III			190	360	36	69
Arsen V ²⁾			*	*	*	-
Benzidin			-	*	-	-
Bly	0.16	4.4	1.3	334	5.6	140
Chlordan			0.0043	2.4	0.004	0.09
DDT ³⁾			0.001	1.1	0.001	0.13
Dieldrin ⁴⁾			0.0019	1.0	0.0019	0.71
Endosulfan			0.056	0.22	0.0087	0.034
Endrin			0.0023	0.18	0.0023	0.037
Fluoranten					*	*
Jern			1000	-	-	-
Kadmium	0.18	0.29	0.66	1.8	9.3	43
Klorerte fenoler			*	*	*	*
Klorerte naftalener			-	*	-	*
Kobber	1.6	2.0	6.5	9.2	*	2.9
Krom VI			11	16	50	1100
Krom III			120	980	*	*
Kvikksølv			0.012	2.4	0.025	2.1
Lindan ⁵⁾			0.08	2.0	-	0.16
Nikkel (oppd.1/5-87)	22.5	202	88	790	8.3	75
PAH			-	-	-	* ⁶⁾
Pentaklorfenol			3.5 ¹³⁾	5.5 ¹³⁾	7.9	13
PCB			0.014 ⁷⁾	*	0.03 ⁷⁾	*
PCDD/PCDF ⁸⁾			*	*	-	-

(tab. forts.)

(forts. tab.)

Sink ⁹⁾	15.0	16.6	59	65	86	95
Sølv ¹⁰⁾	*	0.07	*	1.2	-	2.3
Tetrakloreten ¹¹⁾			*	*	*	*
Toxafen ¹²⁾			0.0002	0.73	0.0002	0.21

- 1) EPA (1988b), begrenset til pH mellom 6.5 og 9.0 (sammenheng med pH-kriteriene for ferskvann, kfr. EPA (1986a).
- 2) Antas generelt giftigere enn forbindelser av As III, særlig overfor planter, men utilstrekkelige data for kriterieutledning.
- 3) DDT med nedbrytningsprodukter.
- 4) I EPA (1986a) - se under Aldrin - dieldrin.
- 5) Også giftighetsdata for andre isomere av Heksaklorsykloheksan.
- 6) Meget ufullstendige og misvisende giftighetsangivelser, se litteraturoversikt i Knutzen (1989).
- 7) Antydes å være satt for høyt.
- 8) Giftighetsdata bare for 2,3,7,8-TCDD (ikke ajourført og derved misvisende, kfr. ref. i Knutzen og Oehme, 1988).
- 9) EPA (1987).
- 10) OBS - stor forskjell på kriterieverdi ved hhv. 10 og 50 mg CaCO₃/l ifølge den angitte relasjon til hardhet.
- 11) Samme som tetrakloretylen.
- 12) EPA (1986b), basert på risiko for uakseptabelt høye konsentrasjoner i spiselige organismer.
- 13) Ved pH 6.5, pH-avhengighet for CCC og CMC gitt ved hhv. $e^{(1.005(\text{pH}) - 5.29)}$ og $e^{(1.005(\text{pH}) - 4.83)}$, kfr. oppdatering 1/5-87 av EPA (1986a).

Man ser at de gitte relasjoner mellom vannets hardhet og giftighet hos metaller (EPA, 1986a) gir store utslag, med flere ganger høyere grenser ved hardhet 50 enn ved 10 mg CaCO₃/l. Særlig er utslagene sterke for bly og sølv, med mer enn en størrelsesorden forskjell. Om dette er i reelt samsvar med graden av økt giftighet ved lavere hardhet, er ikke nærmere undersøkt. (EPA selv har bare konkretisert kriteriene ved eksempler på hardhet 50 mg CaCO₃/l og høyere).

I arbeidet med utformingen av kanadiske retningslinjer for vannkvalitet (CCREM, 1987), har man ofte benyttet de samme hardhets/giftighetsrelasjoner som EPA for å beregne kriterieverdien i bløtt vann, konkretisert ved 10 mg CaCO₃/l. Dette er imidlertid ikke gjort for bly, der 50 mg CaCO₃/l benyttes for "bløtt" vann. Begrunnelsen er manglende giftighetdata fra tester i bløtere vann (CCREM, 1987). Det er således sannsynlig at EPA's hardhets/giftighetsrelasjon for bly er mindre godt dekkende for meget bløte vanntyper. (Det samme kan gjelde sølv). En illustrasjon av

dette for bly vedkommende ses også i Lithner (1989), der det av fig. 10 fremgår at EPA-kriteriet ved 15 mg CaCO₃/l går ned i området for naturlig forekomst av bly i svenske Norrlandssjøer.

Også for nikkel fraviker CCREM (1987) delvis fra den EPA-anbefalte sammenheng mellom giftighet og hardhet, og havner på en høyere kriterieverdi for bløtt vann enn når det settes inn 10 mg CaCO₃/l i formelen (kfr. tabell 3).

Man bør være oppmerksom på at hverken EPA-kriteriene eller de som kilder som refereres i det følgende tar hensyn til data fra Sverige som viser høy toksisitet av femverdig arsen overfor bl.a. planteplankton (Blanck et al., 1989).

5.2 WRC - forslag til standarder (Storbritannia)

Innen EF er det utarbeidet to lister over vannforurensende stoffer. Liste I omfatter de antatt mest farlige, og her er det EF's råd som skal fastsette kvalitetsmålsettingene (EF-direktiv av 4/5 1976, se EF's Tidende nr. L 129 av 18/5-76). Liste I omfatter bl.a. de mest kjent persistente organiske forbindelser og metallene kvikksølv og kadmium. For liste II-stoffene skal de enkelte EF-land utarbeide miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards - EQS). WRC-forslagene omfatter derfor bare liste II-stoffer, vesentlig metaller, men også sulfid, bor, pH og ammoniakk.

Forslagene til miljøkvalitetsstandarder er utarbeidet for en rekke bruksformer i tillegg til vern av akvatisk liv og tilknyttede fugler og pattedyr. Standardene for vern av akvatisk liv er delt i ferskvanns- og saltvannskriterier. Innen hver av disse kategoriene er det ofte anbefalt ulike grenseverdier for

- laksefisk
- annen fisk (mindre strenge krav enn til områder for laksefisk)
- annet liv i ferskvann
- fisk og skalldyr i saltvann
- annet liv i saltvann.

Tabell 2 gir en forenklet sammenstilling. Hvis WRC-forslagene til standarder er ulike for ovennevnte subkategorier, gjengis de laveste verdiene.

For en del av metallene er de foreslåtte EQS differensiert etter vannets hardhet. Oppdelingen i hardhetsintervaller er noe forskjellig. (Således er laveste kategori <50 mg CaCO₃/l for bly, krom

og nikkel (Brown et al., 1984; Mance et al., 1984c; Mance og Yates, 1984b), mens den er satt til 10 mg CaCO₃/l for kobber og sink (Mance et al., 1984a; Mance og Yates, 1984a). Også de høyere hardhetsintervallene er noe forskjellig. Om begrunnelsene for dette henvises til de enkelte arbeider. I tabell 2 er EQS for de høyeste hardhetsintervallene utelatt (mindre interessante for norske forhold). Der det ikke antas noen avhengighet mellom vannets hardhet og metallets giftighet er grenseverdien oppført i kolonnen for hardhet <50 mg CaCO₃/l.

Til de anbefalte grenseverdier knytter det seg enkelte operasjonelle krav

- Enten løselig fraksjon (dvs. filtrert gjennom filter med porestørrelse 0.45 µm) eller totalinnhold.
- Enten gjennomsnittsverdier eller 95% percentiler for året (Mance, 1986), eventuelt verdier som ikke skal overskrides.

Hvilke av disse krav som gjelder for de enkelte variable, fremgår av tabell 2.

De EF-direktivene som er utgangspunkt for WRC arbeid med miljøkvalitetsstandarder gir få anvisninger på prøvfrekvens, annet enn minimum månedlig for enkelte variable (Gardiner og Mance, 1984a). Spørsmålet må avgjøres ut fra lokal situasjon og behov.

Miljøkvalitetsstandardene i tabell 2 sikter bare mot vern av akvatisk liv og tilknyttede fugler og pattedyr. Utnyttelse av vannlevende planter og dyr til mat er definert som en egen brukerinteresse, som krever egne EQS.

For fullstendighets skyld er det i tabell 2 også inkludert miljøkvalitetsstandardene for jern, uorganisk tinn og vanadium, som her ikke regnes som miljøgifter.

De foreslåtte miljøkvalitetsstandarder bygger på gjennomgang av litteraturdata vedrørende toksisitet, samt tidligere kriteriarbeid utført av andre. Utredningene inneholder også data om observerte konsentrasjoner av vedkommende stoffer i britiske vannforekomster. Motsatt EPA er det ingen bestemt metodikk for utledningen av grenseverdiene. Konklusjonene trekkes skjønnsmessig på grunnlag av toksisitetsdata med tillegg av en sikkerhetsmargin.

Tabell 2. Utdrag av forslag til miljøkvalitetsstandarder fra Water Research Center (WRC), Storbritannia, for vern av akvatisk liv i ferskvann og saltvann, $\mu\text{g/l}$. Hvis flere kriterieverdier, er de laveste sitert. D: løst fraksjon. T: totalinnhold. M: middelvei. 95%: 95 persentil. Se ellers tekst og fotnoter.

STOFFER	FERSKVANN mg CaCO ₃ /l			SALTVANN	KOMMENTAR
	10	<50	50		
Arsen ¹⁾		50		25	D, M
Bly (uorg.) ²⁾		4		25	D, M
Jern ³⁾		2000		10000	T, M
Kobber ⁴⁾	1		6	5	D, M
Krom ⁵⁾		5		15	D, M
Nikkel ⁶⁾		50		30	D, M
Sink ⁷⁾	8		50	40	T/D ⁷⁾ , M
Tinn (uorg.) ⁸⁾		25		10	T/D ⁸⁾
Tributyltinnforb. ⁹⁾		0.001		0.001	T, 95%
Trifenyltinnforb. ⁹⁾		0.02		0.008	T, 95%
Vanadium ¹⁰⁾		20		100	T, M

- 1) Mance et al. (1984b). Sum alle oksydasjonstrinn. Basert på tilstrekkelige testdata, særlig for As V i saltvann og mht. tester med planter.
- 2) Brown et al. (1984).
- 3) Mance og Campbell (1988). I hvert fall saltvannsstandarder bemerkelsesverdig høy, neppe tilstrekkelig for vern, kfr. litteratursammenstilling i Knutzen (1983a) og senere resultater i Kirkerud og Bakketun (1988, med ref.).
- 4) Mance et al. (1984a).
- 5) Mance et al. (1984c). Totalkrom (Cr III + Cr VI).
- 6) Mance og Yates (1984b).
- 7) Mance og Yates (1984a). T (totalt) gjelder ferskvann og D saltv.
- 8) Mance et al. (1988d). T gjelder ferskvann og D saltvann. Meget begrenset dataunderlag, særlig for saltvannsorganismer.
- 9) Zabel et al. (1988a). Utvikling av analysemetodikk antas nødvendig for å overvåke laveste EQS (1 ng/l).
- 10) Mance et al. (1988a).

5.3 Kanadiske retningslinjer

CWQG (Canadian Water Quality Guidelines) er utarbeidet for rådet av kanadiske delstatsministre for miljøvern (CCREM, 1987). Retningslinjene eller kriteriene gjelder bare ferskvann (tabell 3). De bygger i stor grad på EPA's arbeid, men setter ikke så stringente krav til informasjonsgrunnlaget. I praksis vil det bl.a. si at de kanadiske retningslinjer eller kriterier også omfatter stoffer der EPA ikke har funnet data nok til å tilfredsstille kravene for å utlede nasjonale kriterier (EPA, 1985a). På den annen side har de kanadiske retningslinjene til uttrykt formål å verne alle arter til enhver tid.

En konsekvens av dette er at det bare gis en kriterieverdi (ikke to for vern henholdsvis mot akutt og kronisk toksisitet). Denne ene kriterieverdien er en konsentrasjon som ikke bør/skal overskrides. Konsentrasjonen er satt noe under den antatte grensen for kronisk toksisitet og baserer seg fortrinnsvis på "ikke-effekt-nivåer" fra livssyklustester eller tester på kronisk giftighet med unge stadier av en ømfintlig art. Hvis ikke tilstrekkelig underlag for tester på kronisk toksisitet er tilgjengelig, anvendes applikasjonsfaktorer (dvs. sikkerhetsfaktorer) på terskelverdier for akutt giftighet, eller data for forhold mellom akutt og kronisk toksisitet. For ikke persistente eller akkumulerende stoffer benyttes en sikkerhetsfaktor på 0.05; for persistente eller antatt særlig risikable stoffer med utilstrekkelig dataunderlag 0.01 (dvs. hhv. 5 eller 1% av konsentrasjonen som har vist akutt giftighet overfor den mest ømfintlige art som dataunderlaget av testresultater omfatter.) Hvis fyldestgjørende opplysninger om forholdet akutt giftig konsentrasjon: kronisk giftig konsentrasjon finnes, brukes dette forholdet istedenfor en av de nevnte applikasjonsfaktorene for å bestemme kriterieverdien.

Dersom grensen for dårlig smak på fisk eller grensen for akseptable konsentrasjoner i fisk til mat underskrider grensen for kronisk toksisitet, benyttes den laveste av disse tre effektkonsentrasjonene som kriterieverdi. Av begrunnelsen for DDT-kriteriet (CCREM, 1987), fremgår at det også tas hensyn til fiskeetende fugl og pattedyr.

I likhet med EPA (1985a) presiseres at forringelse av en eksisterende vannkvalitet opp til kriterieverdiene, representerer en utilsiktet og ikke ønskelig bruk av retningslinjene.

Om referansene til de benyttede informasjonskilder, ytterligere detaljer i resonnementsmåten og diskusjon vedrørende middelverdi versus maksimumsverdi, totalinnhold kontra løst eller tilgjengelig fraksjon, tidsrom for beregning av gjennomsnitt, tillatt

overskridelsesfrekvens (kfr. EPA-kriteriene) eller ikke, henvises til kap. 3 i CCREM (1987). For hvert av stoffene som behandles ledsages forøvrig kriterieverdien av en begrunnelse.

De kanadiske retningslinjene gjelder totalinnholdet av vedkommende stoff eller stoffgruppe. For de metaller der giftigheten avhenger av vannets hardhet, brukes ofte de siterte EPA-relasjoner (kap. 5.2.2) eller modifikasjoner av disse, men det er også viktige unntak.

Tabell 3. Kanadiske retningslinjer for vannkvalitet i ferskvann (CCREM, 1987) - anbefalte øvre grenser for totalinnhold med henblikk på vern av akvatisk liv og/eller utnyttelsen av spiselige organismer til mat, $\mu\text{g/l}$. Gjengitt to kriterieverdier for metaller der giftigheten avhenger av vannets hardhet. U: utilstrekkelige data. Se forøvrig tekst og fotnoter.

STOFFER	0 - 60 (10) mg CaCO ₃ /l	60 - 120 mg CaCO ₃ /l
Aldrin (se dieldrin)		
Aluminium	5/100 ¹⁾	
Arsen	50 ²⁾	
Bly	1 ³⁾	2 ³⁾
Chlordan	0.006	
DDT	0.001 ⁴⁾	
Dieldrin	0.004 ⁵⁾	
Endosulfan	0.02	
Endrin	0.0023	
Heksaklorbenzen	0.0065	
Heksaklorbutadien	0.1	
Heksaklorcyklopendadien	U ⁶⁾	
Heptaklor	0.01	
Jern ⁷⁾	300	
Kadmium	0.2 ⁸⁾	0.8
Klorerte fenoler	0.2 - 18	
Kobber	2 ⁹⁾	2 ⁹⁾
Krom	20/2 ¹⁰⁾	
Kvikksølv	0.1 ¹¹⁾	
Lindan (o.a. HCH)	0.01	
Nikkel	25 ¹²⁾	65
PAH	U	
Pentaklorfenol	0.5	
PCB	0.001	
Sink	30 ¹³⁾	
Sølv	0.1 ¹⁴⁾	
Tetrakloreten	260 ¹⁵⁾	
Toxafen	0.008 ¹⁶⁾	
1,2,4-triklorbenzen	0.5	

¹⁾ Hhv. ved pH ≤ 6.5 og > 6.5 . Tentativ anbefaling i påvente bl.a. av å få bedre belyst giftvirkningens avhengighet av kalsiuminnhold og konsentrasjon av oppløst organisk karbon. (Noe manglende

- samsvar mellom tabelloppsummering av kriterier, der det står 5 µg Al/l ved pH < 6.5, Ca ++ < 4 mg/l og oppløst org. C < 2.0 mg/l og i begrunnelsen der de to sistnevnte faktorer ikke er tallfestet.
- 2) Totalinnhold av As III og/eller As V.
 - 3) Fraveket relasjon mellom giftighet og hardhet gitt av EPA (1985) for 10 mg CaCO₃/l; dessuten brukt 60 mg CaCO₃/l for å utlede kriterium for 60 - 120 mg CaCO₃/l.
 - 4) Ut fra grenseverdi i fisk på 0.15 mg/kg.
 - 5) Aldrin/dieldrin (Aldrin omvandles til dieldrin), beregnet ut fra grenseverdi i mat på 0.3 mg/kg friskvekt og biokonsentrasjonsfaktor på 68000 i røyeart.
 - 6) Kronisk toksisitet hos fisk ned mot 5 µg/l.
 - 7) Ikke miljøgift ifølge bruksdefinisjon i denne rapport. (Tatt med for fullstendighets skyld).
 - 8) Brukt 10 mg CaCO₃/l i EPA-relasjon mellom giftighet og hardhet (se kap. 5.1.).
 - 9) Bare delvis brukt tidligere EPA-relasjon mellom giftighet og hardhet enn angitt i EPA (1986a).
 - 10) Totalkrom (III og/eller VI-verdi). Retningslinjer hhv. for å verne fisk (20 µg/l) og for å verne annet akvatisk liv.
 - 11) Totalinnhold, men forutsetter at andelen av metylkvikksølv er lav. (CCREM hevder at den lavere kriterieverdien til EPA (1986a) har sammenheng med at den bygger på tester med metylkvikksølv).
 - 12) For nedre hardhetsintervall fraveket relasjon mellom giftighet og hardhet angitt av EPA (1986a). Kfr. kap. 5.1. og tabell 1.
 - 13) Tentativ retningslinje, ikke relatert til hardhet pga. manglende data (kfr. kap. 5.1., EPA (1987)).
 - 14) Ikke relatert til hardhet pga. manglende testdata (kfr. kap. 5.1., tabell 1).
 - 15) Tetrakloretylen.
 - 16) Basert på kronisk toksisitet (ikke bioakkumulering som i EPA (1986b), kfr. tabell 1).

5.4 Arbeid med kvalitetsmål og standarder innen EF

Utgangspunktet for dette arbeidet er som nevnt rådets direktiv av 4/5-1976 om forurensning forårsaket av visse farlige stoffer i Fellesskapets vannmiljø, med en liste I over de antatt farligste stoffene og en liste II over andre potensielt forurensende stoffer (EF's Tidende nr. L 129 av 18/5-76). I henhold til artikkel 6, pkt. 2 fastsetter rådet kvalitetsmålsetninger for liste I stoffene, etter forslag fra kommisjonen.

Stoffgruppene nevnt i direktivet av 4/5-76 er foruten kadmium og kvikksølv med forbindelser: organiske halogen-, fosfor- og

tinnforbindelser, stoffer som er påvist kreftfremkallende via vann, persistente mineraloljer, karbonhydrider og andre syntetiske forbindelser som kan forårsake ulempe for vannbruksinteresser. Blant disse kategoriene er det siden valgt ut 129 stoffer (EF's Tidende nr. C 176 av 14/7-82). Liste II stoffene omfatter bl.a. potensielt skadelige metaller utenom kvikksølv og kadmium. Som nevnt tilkommer det de enkelte land å utarbeide kvalitetsmål og -standarder for liste II stoffene.

Arbeidet med liste I stoffene skjer i stor grad innen Det rådgivende vitenskapelige utvalg for undersøkelse av kjemiske forbindelser, toksitet og økotoksitet, dels på grunnlag av særlige utredninger som det er tatt initiativ til innen EF, ellers på grunnlag av vanlige informasjonskilder. Dette er en tidkrevende prosess der mye gjenstår (kfr. tabell 1 i EF's Tidende nr C 176/3 av 14/7-82 med status 3 år senere i henhold til Mance, 1986).

Tabell 4 gir en sammenstilling av de vannkvalitetsstandarder/-mål som hittil foreligger, dvs. som Rådsdirektiver eller som forslag fra Kommisjonen til Rådet. I tabellen er også tatt med foreløpige forslag fremmet av ovennevnte rådgivende utvalg til behandling i Kommisjonen.

Grenseverdiene i tabell 4 er som regel fremkommet ved å anvende sikkerhetsfaktorer på ca. 10 eller ca. 100 på laveste kjente skadegrenser fra giftighetstester. Der intet annet er bemerket, gjelder verdiene totalinnholdet. Grenseverdiene for sink og kobber (begge liste II) er utarbeidet i forbindelse med et eget direktiv om vern av kvaliteten til ferskvann der fisk skal leve (EF's Tidende nr. L 221 av 14/8-1978). Direktivet om krav til vannkvalitet for skaldyr (EF's Tidende nr. L 281 av 10/11-1979) inneholder ingen tallfestede grenseverdier for miljøgifter.

Tabell 4. Kvalitetsmålsettinger innen EF for utvalgte miljøgifter i vann - rådsdirektiver (D) (vedtatte grenseverdier), for-
slag fra Kommissjonen (F) og foreløpige forslag (FF) til
behandling i Kommissjonen, µg/l. EFT: De Europeiske Fælles-
skabers Tidende.

STOFFER	Fersk- vann	Salt- vann	Bemerkninger/referanser
Aldrin/dieldrin/ endrin	0.005	0.005	<u>E</u> , sum av de tre stoffene EFT nr. C 146, 12/6-79.
Antracen	0.01	0.01	<u>FF</u> 1)
DDT	2	2	<u>FF</u> 2)4)
Dieldrin			Se Aldrin.
1,2-dikloretan	10	10	<u>FF</u> 1)
1,2-dikloretylen	-	-	Utilstrekkelige data 1)
Diklorfenol	10	10	<u>FF</u> 1)
Endosulfan	0.001	0.001	<u>FF</u> 1)
Endrin			Se Aldrin.
HCH	0.1 3)	0.02	<u>D</u> sum HCH. EFT nr. L 274, 17/10-84.
Heksaklorbenzen	0.01	0.01	<u>FF</u> 1)
Heksaklorbutadien	0.1	0.1	<u>FF</u> 1)
Kadmium	1 5,6)	0.5/1 6)	<u>D</u> . EFT nr. L 291, 24/10-83
Karbondetraklorid	10	10	<u>FF</u> 1)
4-kloranilin	10	10	<u>FF</u> 1). Monokloraniliner ge- nerelt.
Klorfenoler			Se di-, tri- og pentaklor- fenol.
Kobber	5 7)	-	<u>D</u> . EFT nr. L 222, 14/8-78.
Kvikksølv	1 8)	0.5/0.3 9)	<u>D</u> . EFT nr. L 81, 27/3-82 og EFT nr. L 74, 17/3-84.
Lindan			Se HCH.
PAH			Bare for antracen.
Pentaklorfenol	1	1	<u>FF</u> 2)
Sink	30 10)		<u>D</u> . EFT nr. L 222, 14/8-78.
Tetrakloretylen	10	10	<u>FF</u> 1)
Triklorfenoler	1	1	<u>FF</u> 1)
2,4,5-Triklorfenok- syeddisyre	0.1	0.1	<u>FF</u> 1)

1) Diverse svar fra Det rådgivende vitenskapelige utvalg for undersøkelse av kjemiske forbindelsers toksisitet og økotoksisitet på forespørsler fra Kommissjonen.

- 2) Aktivitetsrapport 1979-1983 for Det rådgivende vitenskapelige utvalg for undersøkelse av kjemiske forbindelsers toksisitet og økotoksisitet.
- 3) Konsentrasjoner over 0.05 µg/l skal rapporteres til Kommissjonen.
- 4) Sum DDT med nedbrytningsprodukter. Ikke over 0.1 mg/kg friskvekt i fiskefilet.
- 5) Totalinnhold. Grense på 5 µg/l i kadmiumsresipienter.
- 6) Oppløst. Henholdsvis i kystvann og elvemunninger. Opp til 5 µg/l i elvemunninger og 2.5 µg/l i kystvann som er kadmiumresipienter. Foreldede grenser som representerer 1 - 2 størrelsesordener høyere konsentrasjoner enn bakgrunnsverdiene.
- 7) Oppløst. Veiledende verdi. Gjelder for vann med 10 mg/l av CaCO₃. (Hhv. 22 og 40 µg/l ved 50 og 100 mg CaCO₃/l.
- 8) Gjelder bare overflatevann som er resipient for kvikksølvutslipp. Aritmetisk årsgjennomsnitt. En ledsagende grense på maks. 0.3 mg/kg i fiskekjøtt er i praksis størrelsesordner strengere. Grensen i vann representerer mer enn 100 ganger bakgrunnsnivået og er foreldet i forhold til nyere analysemetodikk og erkjennelse.
- 9) Henholdsvis for elvemunninger berørt av kvikksølvutslipp og for annet kystvann.
- 10) Totalinnhold. Påbudt grense for vern av laksefisk. Gjelder vann med 10 mg CaCO₃/l (200 og 300 µg/l ved hhv. 50 og 100 mg CaCO₃/l.

5.5 Andre kriteriepublikasjoner

Av annen nyere litteratur kan nevnes sammenstillingene til Hart (1982) og Nicholson (1984) i Australia og arbeidet innen EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission) - kfr. Alabaster og Lloyd (1984) og egne rapporter for krom (EIFAC, 1983) og nikkel (EIFAC, 1984). I en nylig utkommet nederlandsk rapport (van de Meent et al., 1990) er det for ferskvann anbefalt "maksimale akseptable risikonivåer" for en rekke stoffer (se nedenfor mht. de stoffer som er aktuelle i den her foreliggende sammenstilling).

De to førstnevnte inneholder australske vannkvalitetskriterier og bygger stort sett på generell oversiktslitteratur vedrørende biotestdata og dessuten EPA-utredninger. Ingen grenseverdier for metaller foreslått i Hart (1982) underskrider de laveste konsentrasjoner som er referert fra enten EPA, WRC eller den kanadiske kriteriesamlingen (CCREM, 1987).

Begge de australske kriteriedokumentene har som utgangspunkt vern av hele det akvatiske økosystem. Som en konsekvens blir data som vedrører den antatt mest følsomme art sentrale. Etter gjennomgang av

biotestlitteratur for vedkommende stoff eller stoffgruppe, bestemmes den mest ømfintlige klasse av dyr eller planter. Hvis testmaterialet fra denne gruppen finnes fyldestgjørende, anses det å være grunnlag for å utlede et kriterium. I prosessen inkluderes data for både ferskvanns- og saltvannsarter. Kriterieverdien er vanligvis bestemt ved å anvende en sikkerhetsfaktor på lavest LC50-verdi, observert innen den mest følsomme gruppen. For akkumulerende stoffer er det mest brukt en sikkerhetsfaktor på 0.01, forøvrig 0.1. (Sikkerhetsfaktorene er i noen tilfeller modifisert ut fra eksperimentelt bestemte forholdstall mellom kronisk og akutt giftighet).

Etter en slik beregning av kriterieverdien er den sammenlignet med data fra tester på subletale virkninger, og i noen få tilfeller måttet justeres nedover.

For enkelte forbindelser eller stoffgrupper har Nicholson (1984) også gitt grenseverdier (konsentrasjoner i vann) som skal beskytte mot risiko for helseskade ved kontaminering av spiselige organismer. Disse kriteriene bygger som oftest på bioakkumuleringsdata og resonnementer fra EPA-utredninger.

En sammenstilling av kvalitetskriteriene i Nicholson (1984) er gitt i tabell 5.

Tabell 5. Utvalgte australske vannkvalitetskriterier for organiske miljøgifter (Nicholson, 1984) $\mu\text{g/l}$. A: Vern av akvatiske samfunn (ferskvann og saltvann). B: Bruk av fisk til mat.

STOFFER 1)	A	B
Aldrin	0.01	0.002
Chordan 2)	0.004	0.0005
DDT	0.0005 3)	0.0005
Dieldrin	0.002	0.002
1,2-dikloretan	5000	
Endosulfan	0.0007	
Endrin	0.003	0.0007
Heptaklor	0.0003	0.0003
Lindan 4)	0.001	
PAH 5)	3	
PCB 6)	0.004	0.002
Toxafen	0.002	0.002

- 1) I tillegg til stoffene prioritert av SFT (1987) og oppført på eksempellisten til KEMI (1989) er for fullstendighets skyld tatt med aldrin, endrin, endosulfan, 1,2-dikloretan, chlordan og heptaklor.
- 2) Tre isomere. Den tekniske blandingen inneholder i tillegg flere andre stoffer, bl.a. heptaklor.
- 3) Inkluderer hensyn til fiskeetende fugl.
- 4) 0.003 $\mu\text{g/l}$ for sum HCH-isomere.
- 5) Sum PAH.
- 6) PCB og beslektede stoffer.

EIFAC's kriteriearbeid gjelder vern av ferskvannsfisk og bruken av fisk til mat eller som næringsgrunnlag for fiskeetende fugl og pattedyr, men litteraturgjennomgåelsen av toksisitetsdata omfatter også stoffenes virkning på virvelløse dyr, planter og mikroorganismer. Av stoffene som er aktuelle for denne rapport, begrenser kriteriearbeidet seg (foreløpig ?) til kobber, sink, kadmium, krom og nikkel.

Av sammenstillingen av EIFAC-kriterier i tabell 6 ses at det opereres dels med et gjennomsnitt som ikke bør overskrides, dels med 50 eller 95 persentiler for året. I noen tilfeller er det foreslått ulike grenseverdier for laksefisk og annen fisk - da er bare de laveste konsentrasjonene tatt med i tabellen.

Grunnlaget for utledning av de endelige grenseverdier er noe forskjellig. For kadmium, kobber og sink er persentil-verdiene fremkommet ved å anvende sikkerhetsfaktorer på LC50-verdier (stort sett 0.05 for 50 persentiler og 0.1 - 0.2 for 95 persentiler, kfr. Alabaster og Lloyd (1984)). For krom er det også vurdert resultater fra langtidstester og de laveste konsentrasjoner som har virket negativt på vekst eller formering (EIFAC, 1983).

EIFAC-utredningene tar også hensyn til metallvirkningens avhengighet av vannets hardhet. I tabell 6 er bare tatt med kriteriverdiene for bløtteste vanntype pluss utvalgte eksempler som illustrerer hvordan hardheten er bedømt til å slå ut.

For kobber bemerkes spesielt at grenseverdiene kan tillates forhøyet opp til 3 ganger ved tilstedeværelse av mye kompleksdannende organisk materiale, men heller senkes noe ved lav temperatur (Alabaster og Lloyd, 1984).

Tabell 6. EIFAC vannkvalitetskriterier for metaller til vern av ferskvannsfisk og deres utnyttelse, $\mu\text{g/l}$ (løselig fraksjon). Årlige middelverdier eller 50/95 persentiler.

STOFFER	Årsmiddel	50%		95%	
		mg CaCO_3/l 10 ¹⁾ 50		mg CaCO_3/l 10 ¹⁾ 50	
Kadmium		0.3	0.4	0.6	0.9
Kobber		1.0	6.0	5.0	22.0
Krom (III +VI)	25 ²⁾			100 ²⁾	
Nikkel	10			30	
Sink				30	50

1) 20 mg CaCO_3/l for nikkel (EIFAC, 1984).

2) Ikke grunnlag for å anslå avhengighet av vannets hardhet. Muligens behov for å justere ned i meget bløtt og surt vann (EIFAC, 1983).

De "maksimale akseptable risikonivåer" (MAR) anbefalt av van de Meent et al. (1990), er ment som grunnlag for senere utledning av kvalitetskriterier for ferskvann. MAR-verdiene er gitt skjønsmessig på basis av flere metoder for å avlede akseptable risikonivåer fra

resultater av toksisitetstester og NOEC (No Effect Concentrations). De følgende anbefalte MAR-verdier fra van de Meent et al. (1990) har interesse for sammenligning med de her refererte kriterier/standarder ($\mu\text{g/l}$):

Arsen	8.6
Atrazin	0.75
Benzo(a)pyren	0.1
Bly	2.0
Dieldrin	0.045
Diklorfenoler	15
Kadmium	0.16
Kobber	1.7
Krom	2.0
Kvikksølv	0.01
Lindan	0.55
Nikkel	1.4
Pentaklorfenol	2.0
Sink	1.6
Tetraklorfenoler	1.0
Tributyltinnoksid	0.011
Triklorfenoler	2.5

For sammenligning med kriterieverdiene (tabell 1 - 8), kan det tilføyes at van de Meent et al. (1990) som "neglisjerbart risikonivå" opererer med 1% av MAR-verdiene, og at MAR-verdiene - å dømme ut fra sammenhengen - sannsynligvis gjelder den løste fraksjonen.

(I van de Meent et al. angis også MAR for flere PAH-forbindelser, varierende fra 0.04 $\mu\text{g/l}$ for indeno (1,2,3-cd)pyren til 0.5/2 $\mu\text{g/l}$ for hhv. fluoranthen og anthracen/fenantren).

Av ovenstående MAR-verdier kan man bl.a. merke seg de som er foreslått for arsen og nikkel, som begge ligger markert under laveste refererte kriterieverdi (kfr. tabell 7 nedenfor). Den lave arsen-verdien kan ha sammenheng med nyere erkjennelse om dette stoffets virkninger (Blanck et al., 1989), mens bakgrunnen for den strenge vurderingen av nikkel ikke er kjent. Det synes imidlertid noe merkelig at MAR-verdien for nikkel er ubetydelig over det antatte bakgrunnsnivå hos van de Meent et al. (1990).

5.6 Sammendrag av grenseverdier

I tabell 7 -8 er gjengitt de laveste kriterier/retningslinjer/standarder fra hver av de refererte kilder (kap. 5.1 - 5.5),

henholdsvis for metaller/metallorganiske forbindelser/arsen/ fluorid (tabell 7) og for organiske miljøgifter (tabell 8).

Av det som er nevnt under omtalen av de enkelte kilder fremgår at både siktemål, filosofi og angrepsmåte er noe forskjellig. I denne forbindelsen er det særlig grunn til å merke seg forskjellen mellom standarder og kriterier/retningslinjer. Standarder har lovhjemmel og er ment som påbud. Ved fastsettelsen av slike grenseverdier vil det bli tatt hensyn til økonomi og de praktiske mulighetene for å oppfylle kravene. Kvalitetskriterier og retningslinjer er å oppfatte som anbefalinger, der tallfestingen av grensene ofte er gjort på et ufullstendig kunnskapsgrunnlag og det følgelig er formålstjenelig å legge inn sikkerhetsmarginer.

For metallenes del er det også verd å merke seg at EPA og kanadiske miljøvernmyndigheter har kriterier for totalinnholdet, mens EIFAC-kriteriene og de foreslåtte miljøkvalitetsstandardene til WRC gjelder den løste fraksjonen (med et par unntak for WRC's vedkommende).

Ellers knytter det seg ofte forutsetninger, forbehold og kommentarer til de enkelte grenseverdiene, slik det fremgår av de foregående kommentarer og fotnoter til tabellene 1 - 6, men som bare i begrenset grad er tatt med i fotnotene til tabell 7 - 8. Ved eventuell benyttelse av de siterte grenseverdier må derfor som et minimum tabell 1 - 6 med tilhørende kommentarer konsulteres. For en fullt kvalifisert bedømmelse og bruk av materialet vil det være nødvendig å legge inn sikkerhetsmarginer.

Stoffene og stoffgruppene i tabell 7 - 8 er som nevnt i hovedsaken valgt ut på grunnlag av prioriterte miljøgifter i SFT (1987) og eksempellisten for miljøgifter fra KEMI (1989), men med tillegg av metallene jern, tinn og vanadium, samt enkelte organiske miljøgifter (aldrin, chlordan, endosulfan, endrin og heptaklor).

Av tabellene fremgår at det er til dels betydelige forskjeller mellom de grenseverdier som er foreslått fra ulike hold. Utover det som er sagt i det foregående vil ikke disse forskjeller bli kommentert nærmere her. Til dels kan forholdet forklares ved ulike premisser, ikke helt overlappende formål og forskjellig metodikk. Men den kanskje viktigste faktor er utilstrekkelig kjennskap til flere av stoffene.

Tabell 7. Sammendrag av grenseverdier for metaller, arsen og fluorid fra tabellene 1 - 3 og 6 ¹⁾ $\mu\text{g/l}$. Ved flere angivelser i samme kilde er laveste verdi sitert. Se ellers tekst og fotnoter.

STOFFER	EPA (tab. 1) ²⁾		WRC (tab. 2) ³⁾		CCREM ⁴⁾	EIFAC ⁵⁾
	Ferskvann	Saltvann	Ferskvann	Saltvann	(Tab. 3) Ferskv.	(Tab. 6) Ferskv.
Aluminium	87	-	-	-	5/100 ⁸⁾	-
Arсен (tot.)	-	-	50	25	50	-
Arсен III	190	36	-	-	-	-
Arсен V	-	-	-	-	-	-
Bly (uorg.)	0.16 ⁶⁾	5.6	4	25	1	-
Fluorid ⁹⁾	-	-	-	-	-	-
Jern	1000	-	2000	10000	300	-
Kadmium	0.18 ⁶⁾	9.3	-	-	0.2	0.3/0.6
Kobber	1.6 ⁶⁾	2.9 ⁷⁾	1	5	2	1/5
Krom (tot.)	-	-	5	15	2	25
Krom III	120	-	-	-	-	-
Krom VI	11	50	-	-	-	-
Kvikksølv	0.012	0.025	-	-	0.1	-
Nikkel	22.5 ⁶⁾	8.3	50	30	25	10 ¹¹⁾
Sink	15.0 ⁶⁾	86	8	40	30	30
Sølv	0.07 ⁶⁾	2.3 ⁷⁾	-	-	0.1	-
Tinn (uorg.)	-	-	25	10	-	-
Tributyltinn	- ¹⁰⁾	-	0.001	0.001	-	-
Trifenyltinn	- ¹⁰⁾	-	0.02	0.008	-	-
Vanadium	-	-	20	100	-	-

- 1) EF-kriterier for kadmium, kobber, kvikksølv og sink - se tabell 4
- 2) Environmental Protection Agency, USA. Totalinnhold.
- 3) Water Research Center, Storbritannia. Generelt løst fraksjon (0.45 μm), unntatt for sink (ferskv.), tinn (ferskv.) vanadium og tinnorg. forbindelser.
- 4) Canadian Council of Resource and Environment Ministers. Totalinnhold.
- 5) Løst fraksjon (0.45 μm). Ved to tall hhv. 50 og 95 persentil.
- 6) Beregnet her etter EPA-formel for avhengighet av vannets hardhet. Se kommentar til tabell 1 i kap. 5.1. Muligens for få data for giftighet i bløtt vann til at relasjonene er fullt gyldige (særlig bly, sølv, sink).
- 7) Bare høyeste timesmiddel, ikke høyeste 4 døgns middel som for de fleste øvrige.
- 8) Hhv. pH < 6.5 og > 6.5. Se fotnote ¹⁾ til tab. 3.
- 9) Ikke funnet grenseverdier i nyere litteratur annet enn hos Kempster et al. (1980). Her angis for vern av ferskvannssamfunn 1.5 mg F/l. I henhold til oversikt i Knutzen (1987d) er hittil laveste påviste terskelnivåer for giftvirkning ned mot 1 - 2 mg/l for ferskvannsorganismer og ned mot 4 - 5 mg F/l for marine dyr.
- 10) Advisert for 1986-87 i EPA (1986a), men synes ikke å ha kommet.
- 11) Årsmiddel.

Tabell 8. Sammendrag av grenseverdier for organiske miljøgifter (kfr. prioritering i SFT, 1987 og eksempelliste KEMI, 1989) fra tabellene 1, 3, 5, $\mu\text{g/l}$. U: Utilstrekkelige data for kriterier (EPA). Se ellers tekst og fotnoter og tabell 4 med foreløpige forslag fremmet for EF-kommisjonen.

STOFFER	SFT (1987) ²⁾	KEMI (1989)	EPA, (tab. 1)		CCREM (Tab. 3)	Nicholson (1984) (Tab. 5) ¹⁵⁾
			Ferskv.	Saltv.		
Aldrin	-	(X)	4 ⁹⁾	1.3 ⁹⁾	13 ¹³⁾	0.01
Atrazin	-	X	-	-	2 ¹⁸⁾	-
Benzidin	-	X	-	-	-	-
Benzo(a)pyren	Gr. 1 ³⁾	X ⁶⁾	-	-	-	-
Chlordan	Gr. 4a	-	0.0043	0.004	0.006	0.004
DDT ¹⁾	Gr. 2 ⁴⁾	X	0.001	0.001	0.001	0.0005
Dieldrin	-	X	0.0019	0.0019	0.004	0.002
Endosulfan	-	-	0.056	0.0087	0.02	0.0007
Endrin	-	X	0.0023	0.0023	0.0023	0.003
HCB ¹⁾	-	X	U ¹⁰⁾	U ¹⁰⁾	0.0065	-
HCH ¹⁾ (se lindan)	-	X	-	-	0.01 ¹⁴⁾	0.003 ¹⁶⁾
Heksaklorbutadien	-	X	10 ¹⁰⁾	-	0.1	-
Heksaklorpentadien	-	X	10 ¹⁰⁾	-	-	-
Heptaklor	-	-	-	-	0.01	0.0003
KAB ¹⁾	Gr. 1	-	-	-	-	-
4-kloranilin	-	X	-	-	-	-
Kloretylener	Gr. 3	-	-	-	-	-
Klorerte fenoler	Gr. 1 ⁵⁾	X ⁷⁾	U	U	0.2-18	-
Klorerte naftalener	Gr. 3	X	U	U	-	-
Klorerte parafiner	Gr. 2	-	-	-	-	-
Lindan	-	X	0.08	0.16 ¹¹⁾	0.01 ¹⁴⁾	0.001
4-nonylfenol	-	X	-	-	-	-
Nonylfenoletoksyler	Gr. 4b	X	-	-	-	-
Oktaklorstyren	Gr. 4a	X	-	-	-	-
PAH ¹⁾	Gr. 1	X ⁸⁾	12 ¹²⁾	12 ¹²⁾	-	3 ¹⁷⁾
PCB ¹⁾	Gr. 1	X	0.014	0.03	0.001	0.004
PCDD/PCDF ¹⁾	Gr. 1	X	-	-	-	-
PCT ¹⁾	-	X	-	-	-	-
Pentaklorfenol	Gr. 1	X	3.5	7.9	0.5	-
2,3,7,8-TCDD ¹⁾	Gr. 1	X	U	U	-	-
Tetrakloreten	-	X	U	U	260	-
Tiram ¹⁾	-	X	-	-	-	-
Toxafen ¹⁾	Gr. 4a	X	0.0002	0.0002	0.008	0.002
Trifenylfosfat	Gr. 4c	X	-	-	-	-
1,2,4-triklorbenzen	Gr. 4a	X	U	U	0.5	-
2,4,5-T	-	X	-	-	-	-
Xantater ¹⁾	-	X	-	-	-	-

1) DDT: Diklordifenyiltrikloretan. HCB: Heksaklorbenzen. HCH: Heksaklorsykloheksan. KAB: Klorerte alkylbenzener. PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner. PCB: Polyklorerte bifenyler. PCDD/PCDF: Polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner ("dioksiner"). PCT: Polyklorerte terfenyler. 2,3,7,8-TCDD (tetraklordibenzo-p-dioksin). 2,4,5-T: Triklor-fenoksyeddiksyre. Tiram: Eks. på ditiokarbamater; fungicid, antibegroingsmiddel o.a. Toxafen: Insekticid. Xantater: Bl.a. flotasjonsreagens.

2) Prioriteringsrekkefølge Gr. 1 → Gr. 4.

- 3) PAH som gruppe.
- 4) Misvisende plasserte sammen med klorerte etaner (EDC-tjære).
- 5) Gr. 1 som bestanddel av utslipp fra celluloseblekerier - her også andre aktuelle klororganiske forbindelser (til dels utilstrekkelig karakterisert).
- 6) Og andre potensielt kreftfremkallende PAH.
- 7) Pentaklorfenol som eksempel.
- 8) Bare potensielt kreftfremkallende PAH.
- 9) Bare akutt-kriterium.
- 10) Advisert i EPA (1986a), men synes ikke å ha kommet.
- 11) Bare akutt-kriterium.
- 12) Bare ufullstendige og misvisende giftighetsdata i EPA (1986a).
- 13) Omdannes til dieldrin (se denne).
- 14) Sum alle isomere (lindan m.fl.).
- 15) Sitert verdier for vern av akvatiske samfunn. Grenser for utnyttelse av fisk til mat ligger ofte en størrelsesorden lavere(kfr. tab. 5).
- 16) Sum alle isomere.
- 17) Sum PAH.
- 18) CCREM (1987, oppdatering sept. 1989, appendix V), 0.75 µg/l anbefalt som "maksimalt akseptabelt risikonivå" av van de Meent et al. (1990).

6. KLASSIFISERINGSSYSTEMER FOR VANNKVALITET

Med klassifisering menes en oppdeling i klasser i form av konsentrasjonsintervaller. Utgangspunktet for klasseinndelingen kan være (1) forekomst/overkonsentrasjoner av vedkommende miljøgift og/eller (2) en oppfatning av tålegrenser, skadegrenser og skadeomfang ved økende konsentrasjoner. Som regel vil man ved klassifiseringen legge begge typer målestokker til grunn. Dette stiller seg imidlertid noe forskjellig for ulike typer av miljøgifter.

Den prinsipielt viktigste forskjellen går mellom naturlig forekommende stoffer og syntetiske forbindelser. For de førstnevnte, som i det vesentlige omfatter metaller, vil en klassifisering etter forekomst være naturlig for klassene av høyest "godhets"grad. For de dårligere kvalitetsklasser kan så inndelingen skje etter konstatert eller antatt grad av skade eller risiko for ulempe.

De fleste organiske miljøgifter har ingen naturlig forekomst eller denne kan antas ubetydelig. (Et viktig unntak er PAH eller tjærestoffer generelt). Også for disse stoffer kan man imidlertid foreta inndelingen i klasser etter forekomst. Et rimelig utgangspunkt kan da være "øvre grense for diffus belastning", dvs. det nivået av vedkommende stoff som påtreffes utenfor områder med sporbar påvirkning fra punktkilder.

Helt skjematisk kunne et system med fire klasser f.eks. baseres på følgende øvre grenser:

Klasse 1: A. Opp til 75 (90, 95)-persentil av observasjonene for stoffer med naturlig forekomst.

B. Opp til 75 (90, 95)-persentil av observasjonene innen "diffust bakgrunnsnivå" for syntetiske forbindelser.

Klasse 2: Opp til vannkvalitetskriterium for vern og utnyttelse av akvatiske samfunn.

Klasse 3: Opp til grense for mindre skader eller ulemper.

Øvre grense for klasse 3 vil nødvendigvis bli meget skjønnsmessig, mens det for å definere klasse 1 og klasse 2 kreves henholdsvis omfattende feltobservasjoner og informasjon om effekter.

Begrepene "naturlig bakgrunnsnivå" og "diffust bakgrunnsnivå" (for syntetiske kjemikalier eller overveiende menneskespredte stoffer) er

langt fra entydige. Forekomsten av metaller i ferskvann er f.eks. sterkt avhengig av berggrunn, jordsmonn og plantedekke, pH, humus- og partikkelinnhold. Dette gjør det vanskelig å operere med en generell klasseinndeling for større landarealer. Tilsvarende vanskeligheter finnes også for metaller i marine områder (grad av ferskvannspåvirkning, kystvann versus havvann).

Det "diffuse bakgrunnsnivå" vil variere med graden av diffus påvirkning (utsatthet for atmosfærisk nedfall, beliggenhet i forhold til urbaniserte/industrialiserte områder, fjorder/innhav sammenlignet med åpen kyst eller oseanisk vann).

I det følgende refereres to klassifiseringssystemer for metallinnhold i ferskvann med noe forskjellig angrepsmåte når det gjelder klasseinndelingen.

6.1 Forslag til svensk system

Foruten metallinnholdet i vann omhandler Lithner (1989) forekomsten av metaller i sedimenter og vannmoseslekten Fontinalis (elvemose); for kvikksølv også en klasseinndeling basert på konsentrasjonen i muskelvev av 1-kilos gjedde.

Det primære klassifiseringsgrunnlag hos Lithner er vannets metallinnhold, mens konsentrasjonene i sedimenter og vannmose er supplerende indikatormedier. Nivåene i vann er det mest direkte uttrykk for tilstand og belastningsgrad, mens forskjellige faktorer modifierer utslagene i moser og bunnvleiringer, hvilket kompliserer systematisering og tolkning av disse data. Bedre som supplerende indikatormedier ville være metallinnholdet i fisk, eventuelt andre dyr. Dette ville gi et mer direkte bilde av hvor stor andel av belastningen som var biotilgjengelig også for ømfintligere organismer enn moser.

Systemet opererer med 5 tilstandsklasser (Tk1 - Tk5) og 4 "påvirkningsgrader" (Pg0 - Pg3). Hoveddelen av grunnlaget for tilstandsklassifiseringen er observasjoner i innsjøer fra indre Norrland. (I dette området er det liten forstyrrelse ved luftbåren metalltilførsel og forurning). De observerte metallnivåene er mest representative for bløtt vann med lavt innhold av oppløste mineraler. Dette gjelder da også det utledede "provisoriske bakgrunnsnivå", som er basert på øvre kvartil i observasjonsmaterialet og understrekes å være omtrentlig og ha foreløpig veiledende funksjon ved mangel på lokalspesifikke bakgrunnsdata.

Klassifiseringen gjelder vannets totalinnhold av metaller. Dette reiser problemer vedrørende representativitet i relasjon til biotilgjengelighet - visstnok særlig for bly ved pH omkring 7. (For nærmere drøftelse av faktorer som styrer de forskjellige metallenes biotilgjengelighet - se Lithner, 1989 med referanser).

Konsentrasjonsintervallene for tilstandsklassifiseringen og det provisoriske bakgrunnsnivå av ulike metaller i vann fremgår av tabell 9. (Den verbale karakteristik av metallinnholdet i tilstandsklassene 1 - 5 er: meget lavt, lavt, moderat, høyt, meget høyt).

Tabell 9. Tilstandsklasser og provisorisk bakgrunnsnivå av metaller i vann i henhold til Lithner (1989), $\mu\text{g/l}$ (totalinnhold).

Klasser Metaller	1	2	3	4	5	Bakgr. nivå 1)
Arsen	≤ 0.2	0.2 - 1.0	1 - 2	2 - 10	> 10	0.3
Bly	≤ 0.2	0.2 - 1.0	1 - 2	2 - 5	> 5	0.4
Kadmium	≤ 0.01	0.01-0.05	0.05- 0.1	0.1-0.3	> 0.3	0.03
Kobber	≤ 0.3	0.3 - 1	1 - 2	2 - 5	> 5	0.7
Krom	≤ 0.2	0.2 - 1.0	1 - 2	2 - 10	> 10	0.3
Nikkel	≤ 0.2	0.2 - 1.0	1 - 2	2 - 10	> 10	1
Sink	≤ 1	1 - 5	5 - 15	15 - 75	> 75	3

1) Tentativt, for bløtt, mineralfattig vann.

Klassegrensene i tabellen er satt slik at øvre grense i Tk 1 tilsvarer omtrent nedre kvartil i observasjonsmaterialet fra Norrland (noe mer skjønnsmessig for nikkel og krom); midten av Tk 2 omlag øvre kvartil i samme materiale. Dette er også valgt som provisorisk bakgrunnsnivå. Om Tk 3 heter det at verdier innenfor dette intervallet også kan være vanlige under uforstyrrede forhold, mens konsentrasjoner tilsvarende Tk 4 og Tk 5 sannsynligvis bare finnes som naturbetingede nivåer når det lokalt er innflytelse fra sulfidiske mineraler.

Ut fra dette synes det provisoriske bakgrunnsnivået med hensikt satt ganske lavt. Det dreier seg således ikke om noen øvre grense for naturlig forekommende verdier.

For kvikksølv har det ikke vært tilgang på nok pålitelige vanndata til å kunne lage en inndeling i tilstandsklasser. Dette er imidlertid gjort for kvikksølvnivåene i Fontinalis, sedimenter og 1-kilos gjedde. (Fra svenske innsjøer som er svartelistet pga. for høyt kvikksølvinnhold i fisk nevner Lithner verdier av totalkvikksølv på 0.003 - 0.006 $\mu\text{g/l}$, mens Gill og Bruland (1990) for amerikanske innsjøer nevner enkelte eksempler på $< 0.001 \mu\text{g Hg/l}$).

Klasseinndelingen for aluminium tar hensyn til dette metallets samvariasjon med vannets humusinnhold, målt som farge (mg Pt/l). Bakgrunnsnivået ved pH > 5.9 er angitt som (Lithner, 1989):

Farge, mg Pt/l	0	20	50	100	150
Aluminium, µg/l	20	35	60	100	135

Klassifiseringen i tilstandsklasser gis som et diagram (Lithner, 1989, vedlegg 3) der f.eks. Tk 1 varierer fra ~ 10 til 75 µg/l ved farge 0 - 100 mg Pt/l og Tk 5 tilsvarende fra 100 til 500 µg/l.

Den generelle klassifisering etter påvirkningsgrad (Pg0 - Pg3) gjøres ut fra beregnede kontamineringsfaktorer: $K_f = C/C_0$, der C er den målte årlige middelkonsentrasjonen og C_0 det provisoriske bakgrunnsnivå (hvis det ikke finnes lokalt bestemte bakgrunnsnivåer). Påvirkningsgradene er da gitt ved (Lithner, 1989):

Pg 0:	$K_f \leq 1,5$	(Ingen, ubetydelig påvirkning)
Pg 1:	$K_f 1.5 - 3$	(Betydelig ")
Pg 2:	$K_f 3 - 10$	(Sterk ")
Pg 3:	$K_f > 10$	(Meget sterk ")

Bemerk at definisjonen av "påvirkningsgrad" ikke direkte er relatert til effekter, bare til overkonsentrasjoner.

Når påvirkningsgraden beregnes ut fra metallinnhold i mose, regnes det med samme K_f -verdier, mens det er noe utvidede intervaller for Pg 1 og Pg 2 i sedimenter ($K_f > 20$ for Pg 3).

For tilfeller av samtidig tilstedeværelse av flere metaller gir Lithner (1989) også anvisning på beregning av en summert kontamineringsfaktor og fastsettelse av påvirkningsgrad ut fra slike sum K_f (se nærmere i kap. 8.6.3).

For å begrunne grensene for de ulike påvirkningsgrader (dvs. karakteristikkene ingen/ubetydelig - betydelig - sterk - meget sterk) trengs et skjønn på det som foreligger av opplysninger om de forskjellige metallenes giftighet, eventuell samvirkning (additivt/antagonistisk/synergistisk), samt vannkvalitetsvariable som modifierer biotilgjengelighet og giftighet. For en nærmere redegjørelse om dette, og begrunnelse for de valgte klassegrenser og -intervaller, må henvises til Lithner (1989). Sentrale utgangspunkter har imidlertid vært:

- Laveste kjente skadenivå (fra tester eller feltobservasjoner).
- Vannkvalitetskriterier fra USA (EPA, 1986a) og særlig fra Canada (CCREM, 1987). Det kan nevnes at øvre del av intervallet for Pg 1 for enkelte metaller overlapper med laveste kjente skadenivå.

I utredningen gis også kortfattede redegjørelser for de krav som må stilles til analysemetodikk og prøvefrekvens for å kunne benytte klassifiseringssystemet på en pålitelig måte. Det påpekes at det provisoriske bakgrunnsnivå er så lavt at det for enkelte metaller kan være problemer forbundet med konvensjonelle metoders deteksjonsgrenser. Påvisning av endringer omkring bakgrunnsnivået kan da kreve spesielle foranstaltninger (forhåndskonsentrering, renluftsbenk).

Om prøvefrekvens sies at 4 målinger pr. år kan være tilstrekkelig ved bare atmosfærisk påvirkning, mens det i punktkildebelastede vannforekomster kan være påkrevet med mer enn månedlige observasjoner.

6.2 Andre data om bakgrunnsnivåer i ferskvannsforkomster

Steinnes et al. (1989) fant ved analyse av innsjøvann i det sydlige Norge (215 lokaliteter) følgende middelveier/medianer og konsentrasjonsintervaller for bly, kadmium, kobber og sink (totalinnhold, µg/l):

Bly : 0.9/0.8 (<0.5 - 4.5)
 Kadmium: 30% over deteksjonsgrense på 0.1 µg/l, 3% over 0.2 µg/l
 Kobber : 1.5/1.1 (0.4 - 9.1)
 Sink : 15.1/14.3 (0.4 - 39)

For bly og sink ble de laveste konsentrasjonene (hhv. <0.5 og <5 µg/l) funnet på de nordligste lokalitetene, mens høyere verdier (hhv. >1.0 og > 20 µg/l) ble registrert i de sydligste lokaliteter, som er mest utsatt for atmosfærisk nedfall.

Hos Borg (1984) finnes dels data fra egne observasjoner i svensk innsjøvann, dels en jevnføring med informasjonen fra andre land. Oppsummeringen er gjengitt i tabell 10 nedenfor.

Tabell 10. Ca. bakgrunnsintervaller for totalinnhold av en del metaller og andre grunnstoffer i ferskvann (mest innsjøer) etter Borg (1984), $\mu\text{g/l}$.

Metaller	Konsentrasjonsintervaller ($\mu\text{g/l}$)
Aluminium	10 - 100
Antimon	0.05 - 0.2
Arsen	0.1 - 0.5
Bly	0.05 - 0.5
Jern	20 - 1000
Kadmium	0.005 - 0.05
Kobber	0.2 - 2
Kobolt	0.05 - 0.5
Krom	0.1 - 0.5
Lantanium	<0.1 - 1
Mangan	2 - 500
Molybden	0.1 - 2
Nikkel	0.1 - 1
Samarium	0.02 - 0.2
Scandium	0.005 - 0.5
Selen	<0.1 - 0.1
Sink	0.5 - 5
Vanadium	<0.1 - 0.5

Ved sammenligning med tabell 9 ses at øvre grense for intervallene i tabell 10 stort sett ligger noe over de provisoriske bakgrunnsnivåene hos Lithner (1989), men at forskjellen bare er markert for kobbers vedkommende (2 mot 0.7). (Begge de svenske kilder for bakgrunnsverdier bekrefter forøvrig den regionale forurensningen av Sørlandsvassdrag med bly og sink (+ kadmium) via atmosfæren observert av Steinnes et al. (1989)).

I et nederlandsk grunnlagsdokument med henblikk på miljøkvalitets-kriterier refererer van de Meent et al. (1990) følgende bakgrunnsverdier for Rhinvann ($\mu\text{g/l}$):

	<u>Total</u>	<u>Løst</u>
Bly	2.0	0.1
Kadmium	0.0063	0.002
Kobber	1.3	0.4

Krom	4.8	0.9
Kvikksølv	0.3 (?)	0.3 (?)
Nikkel	1.8	1.0
Sink	2.6	1.0

Tallene er delvis målt, dels avledet fra erosjonshastighet beregnet ut fra forekomsten av makrokomponenter (Si, Al, Fe, Mg, Ca) i elvevann og jordsmonn, samt målte forhold mellom totalinnhold og løst metall (se van de Meent, 1990 med ref.).

Sammenlignet med svenske og norske registreringer og angivelser av bakgrunnsnivåer ligger de nederlandske verdiene markert høyere for krom, noe høyere for bly, omlag likt for kobber/nikkel/sink og vesentlig lavere for kadmium. Den nederlandske angivelsen av bakgrunnsnivåer for kvikksølv er usannsynlig høy (kfr. Lithner (1989), Gill og Bruland (1990)). Hva de refererte forskjeller kan bero på, er det ikke grunnlag for å gå inn på her, men forholdet illustrerer noe av vanskeligheten forbundet med å utlede generelt gjeldende "bakgrunnsnivåer".

van de Meent et al. (1990) gjengir også utledede "bakgrunnsnivåer" for enkelte PAH i Rhinvann ($\mu\text{g/l}$):

	<u>Total</u>	<u>Løst</u>
Anthracen	0.004	0.002
Benzo(a)anthracen	0.0003	0.0002
Benzo(k)fluoranthen	0.0007	0.0004
Benzo(ghi)perylene	0.0002	0.00006
Benzo(a)pyren	0.0005	0.0003
Chrysen	0.001	0.001
Fenantren	0.06	0.05
Fluoranthen	0.009	0.009

Verdiene må betraktes som lokalspesifikke og tentative. De er avledet på grunnlag av PAH-konsentrasjoner i "preanthropogene" (= pre-industrielle?) Rhinsedimenter og beregninger ut fra disse sedimenters innhold av organisk karbon og enkeltforbindelsenes K_{ow} (fordelingskoeffisient oktanol:vann).

6.3 Forslag til norske klassifiseringssystemer

6.3.1 Metaller i ferskvann

I Holtan et al. (1989) inneholder kap. I om giftvirkninger

vannkvalitetsklasser for ferskvann basert på totalinnholdet av metallene kobber, sink, kadmium, bly, nikkel og krom. (Også kvikksølv er omtalt, men her er det ikke funnet grunnlag for klasseinndeling pga. de lave og stort sett ikke målte konsentrasjonene i vann).

For klassifiseringen er i hovedsak benyttet to utgangspunkter:

- Kunnskapene om bakgrunnsnivåer (som er mangelfulle i Norge).
- EIFAC-kriterier for vern av laksefisk (kfr. tabell 6).

I tillegg er det tatt hensyn til helsemyndighetenes normer for drikkevann. Utover dette er klasseinndelingen gjort skjønsmessig basert på vurdering av giftvirkning. Retningslinjer for prøvfrekvens ved ulike typer av undersøkelser er anbefalt, sammen med ønskelige ledsagende parametre.

Klassinndelingen er ($\mu\text{g/l}$, totalinnhold):

	Kl 1	Kl 2	Kl 3	Kl 4
Bly	< 1	1 - 5	6 - 15	> 15
Kadmium	< 0.2	0.2-0.5	0.6-1	> 1
Kobber	< 3	3 - 15	16 - 30	> 30
Krom	< 5	5 - 15	16 - 40	> 40
Nikkel	< 10	10 - 30	31 - 100	> 100
Sink	< 30	30 - 60	61 - 300	> 300

De enkelte klasser er i hovedsak karakterisert ved (forkortet og omformulert her):

- Kl 1: Ingen skade på organismer eller begrensning i bruk av fisk til mat.
- Kl 2: Enkelte ømfintlige organismer kan rammes, men ingen problemer for fisk. Liten effekt på organismesamfunn.
- Kl 3: Skade på laksefisk, reduserte organismesamfunn med dominans av tolerante arter.
- Kl 4: Ulevelige forhold for laksefisk. Store skader på organismesamfunn.

Sammenlignes disse klasseinndelingene med vannkvalitetskriterier (tabell 7) synes det å fremgå et behov for revurdering og en viss

nedjustering av klassegrensene. En illustrasjon av dette fås f.eks. ved å sammenligne øvre grense i klasse 2 ("liten effekt") med vannkvalitetskriterier for bløtt vann (tabell 7) og øvre grense for påvirkningsgrad Pg 1 ("betydelig påvirket") og Pg 2 ("sterkt påvirket") hos Lithner (1989). Forholdstallene blir (avrundet):

	<u>Bly</u>	<u>Kadmium</u>	<u>Kobber</u>	<u>Krom</u>	<u>Nikkel</u>	<u>Sink</u>
<u>Ø. gr. Kl 2</u>						
Kriterier	1.2-55	2.5	7.5-15	3-7.5	0.6-1.3	2-7.5
<u>Ø. gr. Kl 2</u>						
Ø. gr. Pg 1	4	5.5	7	16	10	7
<u>Ø. gr. Kl 2</u>						
Ø. gr. Pg 2	1.2	1.7	2	5	3	2

Det ses at øvre grense for det som i henhold til det norske forslaget antas å ha liten effekt, til dels markert overstiger anbefalte grenseverdier (kriterier). I samtlige tilfeller ligger den foreslåtte norske grensen for liten effekt over grensen mot "sterk" påvirkning i det svenske forslaget. (Det kan tilføyes at alle de høyeste forholdstallene gjelder totalinnholdet, slik at sammenligningen så langt skulle være relevant. For bly er laveste kriterieverdi ikke benyttet - se fotnote ⁶) til tabell 7).

Samme inntrykk, men i noe svakere grad, fås ved å sammenligne med "laveste" kjente skadenivå (utenom bare fysiologiske stressreaksjoner) slik disse fremgår av vedleggstabeller hos Lithner (1989):

	<u>Bly</u>	<u>Kadmium</u>	<u>Kobber</u>	<u>Krom</u>	<u>Nikkel</u>	<u>Sink</u>
<u>Ø. gr. Kl 2</u>						
Lavt effekt- nivå	~1?	~2.5	3-5	~1-2(CrVI)	~1	~4

Samsvaret mellom de foreslåtte øvre grenser for Kl 1 og Kl 2 og observasjonene til Steinnes et al. (1989) er bedre, men tas bare de nordligste observasjonsstedene (minst belastet med forurenset nedfall) i betraktning, fremgår at også Kl 1 gir rom for betydelig påvirkning.

Det bør påpekes at det her til dels dreier seg om et "terminologisk" problem og slik sett et spørsmål om å bestemme seg for noen bruksdefinisjoner. Særlig gjelder dette for sammenligningen med påvirkningsgradene for Lithner (1989). Det fremgår ovenfor at

utgangspunktet for disse påvirkningsgradene er forskjellige multiplum av det provisoriske bakgrunnsnivå som Lithner bruker. Når dette bakgrunnsnivået er satt lavere enn konsentrasjoner som kan forekomme naturlig (kfr. s. 46 i Lithner, 1989), vil det bli forskjeller fra klassifiseringssystemer som går ut fra "høye bakgrunnsnivåer" eller toleransegrenser. Likevel viser forholdet mellom de foreslåtte norske klassegrenser og vannkvalitetskriterier og terskelverdier for giftvirkning, at klassegrensene bør nedjusteres for en del av metallene.

Skal klasseinndelingen baseres på effekter, representerer det et dilemma at i hvert fall tilsynelatende normale fiskebestander kan finnes i vannforekomster med høyt metallinnhold. I Norge finnes flere eksempler på at selv laksefisk som ørret og røye synes å kunne trives ved kobber- og sinkkonsentrasjoner på hhv. 20 - 40 (50) og 50 - 150 (250) µg/l (totalinnhold, Grande, 1990). Imidlertid kan det i slike tilfeller dreie seg om lokale bestanders tilpasning til generelt uønskede (skadelige) forhold. I så fall må man akseptere at beskrivelsen av de dårligste vannkvalitetsklassene bare gjelder med betydelige unntak (og i hvert fall delvis ta hensyn til det i praktisk vannforvaltning).

Klassifiseringen etter metallinnhold i vann må søkes harmonisert med klasseinndelingen for sedimenter.

(Et annet spørsmål i denne forbindelse er om de nordiske land bør drøftes mulighetene for en harmonisering av landenes klassifikasjonssystemer).

6.3.2 Metaller i saltvann

Det følgende forslag (tabell 11) til klassifisering etter metallinnhold i fjordvann/kystvann, må betraktes som foreløpig. Omfanget av pålitelige målinger av metallinnhold i norske fjorder og kystfarvann er begrenset, og dette gjelder spesielt i bare diffust påvirkede områder.

Ett av problemene man står overfor gjelder den sterkt varierende påvirkning med ferskvann, partikler og humusstoffer. Dette introduserer variasjoner i innholdet av metaller og den relative andel av ulike tilstandsformer som umuliggjør å definere f.eks. en felles øvre grense for et "normalintervall" for bare diffus belastning. Nedenstående verdier for Kl. 1 bygger derfor på forholdene i områder uten markert ferskvannsinnsdrag, dvs. ved saltholdigheter over 25 - 30 o/oo. Grunnlaget for fastsettelse av øvre grense for denne klassen er

dels vurdert ut fra NIVA-analyser av vann fra 40 meters dyp i Drøbaksundet (upublisert). Ellers er det tatt med i vurderingen bakgrunnsverdier i oceanisk vann (tabell 11) og fra Østersjøen, Skagerrak og Nordsjøen (tabell 12).

Den øvrige klasseinndelingen er mer skjønnsmessig, og mest sett ut fra hva som vanligvis kan betraktes som "moderat", markert og sterkt forhøyede konsentrasjoner. Inndelingen illustrerer for så vidt vanskelighetene med å følge et i teorien logisk system som eksempelvis antydnet i innledningen til dette kapittel.

Dels er det ikke tilgjengelig tilstrekkelig antall data fra et representativt utvalg av tilnærmet "uberørte" vannmasser fra forskjellige deler av kysten til å basere øvre grense for klasse 1 på en gitt persentil.

Dels er vanskelighetene av mer "terminologisk" art, dvs. hva som skal betraktes som henholdsvis "moderat", "markert" og "sterkt" forhøyede verdier (alternativt "moderat høye", "høye" og "meget høye" verdier). Selv om man f.eks. skulle bruke de strengeste av kriteriene nevnt i kap. 5 som øvre grense for Kl. 2, ville man få klasseintervaller varierende fra 5 - 200 ganger øvre grense for Kl. 1. En forhøyelse på 5 ganger og mer kan vanskelig betegnes som "moderat" annet enn i primærfortynningssonen til et utslipp.

Så lenge kriteriene har et såvidt spinkelt grunnlag som tilfellet er, synes det bedre å bruke en mer ensrettet fremgangsmåte. Som grunnlag for tabell 11 er det mer eller mindre databegrensede skillet mellom klassene 1 og 2 multiplisert med 10 og satt som grense mellom klasse 3/4, mens grensen kl. 2/3 er gitt ved $\sqrt{10}$ ganger øvre grense for kl. 1 (avrundet).

Det går frem av tabell 11 og 12 at for enkelte metaller (f.eks. kopper) vil konsentrasjonene i vann fra Østersjøen og til dels Skagerrak bli klassifisert i klasse 2 og noen tilfeller i klasse 3 (moderat og markert forurenset). Dette illustrerer noe av vanskeligheten med klassifisering og fastsettelse av grenseverdier.

(Man kunne tenke seg ovenstående vanskeligheter løst ved å ha to klassifikasjonssystemer, ett basert på overkonsentrasjoner og ett relatert til grader av effekter/skade. Imidlertid ville dette være forvirrende. Under alle omstendigheter er effekter av størst interesse. Selv om opplysningene om disse er mangelfulle, anses det bedre å ta effekter skjønnsmessig i betraktning ved klasseinndelingen enn bare å forholde seg til grader av overkonsentrasjoner).

Tabell 11. Foreløpig forslag til vannkvalitetsklasser for totalinnhold av utvalgte metaller, arsen, fluorid og selen i fjord- og kystvann, $\mu\text{g/l}$, (fluorid, mg/l) jevnført med utvalgte litteraturdata for bakgrunnsverdier i oseanisk vann.

Stoffer	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4	Bakgr.verdier/Ref. (se fotnoter)
Arsen	<2	2-6	6-20	>20	~1.5 $\mu\text{g/l}$. Burton et al. 1983 ¹⁾
Bly	<0.05	0.05-0.15	0.15-0.5	>0.5	~0.03 " " Fowler, 1990 ²⁾
Fluorid	<1.3	1.3-4	4-13	>13	~1.3 mg/l . Wilson, 1975 ³⁾
Jern	<1.3	1.3-4	4-13	>13	~0.08 $\mu\text{g/l}$. Moore, 1983 ⁴⁾
Kadmium	<0.05	0.05-0.15	0.15-0.5	>0.5	0.005-0.010 $\mu\text{g/l}$. Fowler, 1990 ⁵⁾
Kobber	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1	0.07-0.15 $\mu\text{g/l}$. Bruland and Franks, 1983 ⁶⁾
Kobolt	<0.04	0.04-0.1	0.1-0.4	>0.4	0.006 $\mu\text{g/l}$. Kremling og Hydes, 1987 ⁷⁾
Krom	<0.15	0.15-0.5	0.5-1.5	>1.5	0.01-0.2 $\mu\text{g/l}$. Cranston og Murray, 1978 ⁸⁾
Kvikksølv	<0.005	0.005-0.015	0.015-0.05	>0.05	0.002 $\mu\text{g/l}$. Olafsson, 1983 ⁹⁾
Nikkel	<0.7	0.7-2.2	2.2-7	>7	0.2 $\mu\text{g/l}$. Danielsson og Westerlund 1983 ¹⁰⁾
Selen	<0.1	0.1-0.4	0.4-1.3	>1.3	0.04-0.1 $\mu\text{g/l}$. Measures et al., 1983 ¹¹⁾
Sink	<0.5	0.5-1.5	1.5-5	>5	0.1 $\mu\text{g/l}$. Bruland and Franks, 1983 ¹²⁾
Sølv	<0.01	0.01-0.03	0.03-0.1	>0.1	-
Tinn	<0.01	0.01-0.03	0.03-0.1	>0.1	-
Titan	1	1-3	3-10	>10	-
Vanadium	2	2-6	6-20	>20	-

- 1) Atlanterhavet. Løst arsen fra overflaten til 4700 m dyp.
- 2) Atlanterhavet. Overflatevann.
- 3) Gjennomsnitt for verdenshavene. Avhenger av klorid-konsentrasjonen ($F/Cl = 6.7 \times 10^{-5}$).
- 4) Nordpolområdet. Reaktivt jern (løst).
- 5) Atlanterhavet og Stillehavet. Overflatevann.
- 6) Nord-Atlanteren (fra overflaten til 3000 m dyp).
- 7) Nordlige del av Nordsjøen.
- 8) Stillehavet. Total Cr (III og IV).
- 9) Nord-Atlanteren. Gjennomsnitt (total kvikksølv).
- 10) Nordpolområdet.
- 11) Stillehavet. Se (VI) fra overflaten til 1400 m.
- 12) Nord-Atlanteren (dypvann).

Tabell 12. Målinger av metaller i sjøvann fra Østersjøen, Skagerrak - Kattegat og Nordsjøen (etter 1980).

Østersjøen (løste metaller/overflatevann)

Metall	µg/l	Referanse
Zn	1.0 - 1.3	Kremling og Petersen, 1984
Cd	0.027-0.034	" " "
Cu	0.6 - 0.8	" " "
Ni	0.6 - 0.9	" " "
Fe	0.7 - 1.1	" " "
Mn	0.3 - 0.6	" " "
Al	1.1 - 3.5	" " "

Skagerrak - Kattegat (ufiltrerte prøver fra overflaten til 100 m)

Metall	µg/l	Referanse
Zn	0.5 - 1.0	Magnusson og Westerlund, 1983
Cd	0.022	" " "
Cu	0.2 - 0.5	" " "
Ni	0.3 - 0.6	" " "
Fe	2.8 - 67*)	" " "
Pb	0.04 - 0.2	" " "

Nordsjøen (sentrale og nordlige del)

Metall	µg/l	Referanse
Zn	1.3	Jones and Jeffries, 1983
Cd	0.020	Kremling, 1985
Cu	0.22	"
Ni	0.32	"
Hg	0.0005-0.002	Schmidt and Dicke, 1987
Co	0.006	Kremling and Hydes, 1987
Pb	0.03	Dicke et al., 198

*) Ekstremt høyt nær bunnen (enkeiitverdi).

7. SEDIMENTKRITERIER

Å bruke miljøgifters forekomst i sedimenter eller organismer istedenfor konsentrasjonene i vann er i hovedsaken motivert ut fra følgende:

- Integrering av miljødata over lengre tidsrom (tidstrend) og avspeiling av forurensningshistorie.
- Vesentlig høyere og mindre fluktuerende konsentrasjoner - følgelig mindre analyseusikkerhet og kontamineringsrisiko, mer pålitelige registreringsdata og lavere omkostninger. Særlig aktuelt er disse forhold når det angår stoffer med høy affinitet til partikler (tungtløselige organiske mikroforurensninger) eller organisk stoff(både organiske mikroforurensninger og metaller).
- Mulig opphoping til skadelige nivåer i sediment over tid, selv ved så moderate konsentrasjoner i vann at negative effekter ikke er registrerbare.
- Data for innholdet i vann kan være utilstrekkelig for å bedømme eksponeringen hos planter og spesielt dyr som lever i direkte kontakt med et forurenset sediment eller som influeres via næringskjeder som starter med planter/dyr som er kontaminert fra sedimenter.

De to siste punktene viser at det ikke bare kan være formålstjenlig med et klassifiseringssystem for beskrivelse av "belastningsgrad" (eventuelt "anrikingsgrad" eller "overkonsentrasjoner), men at kriterier/retningslinjer for innhold i sedimenter også kan være ønskelig som verktøy i arbeidet med å verne akvatiske samfunn og toppleddene i akvatiske næringskjeder.

For å kunne konkretisere sedimentkriterier trengs det imidlertid - for majoriteten av de aktuelle stoffene - mer kunnskap om biotilgjengelighet og dose/effekt relasjoner enn det som foreligger idag.

Sedimentkriterier og -klassifisering har det vært arbeidet en god del med i løpet av de siste 10 år (se f.eks. Førstner et al., 1990). Foruten det generelle ønsket om å belyse sedimentenes rolle i transport og omsetning av miljøgifter, har bestrebelsene vært praktisk motivert i relasjon til vurdering av mudring/dumping eller behov for tiltak (fjerning eller overdekking av forurensete sedimenter). I det følgende refereres de viktigste av de metoder og prinsipper som har vært foreslått å bruke. Det refereres også et svensk forslag til klassifiseringssystem for metaller i ferskvannsedimenter og et norsk forslag for utvalgte metaller og organiske miljøgifter i marine sedimenter.

7.1 Kriterie- og klassifiseringsgrunnlag

Miljøgifter - spesielt bestandige organiske forbindelser - er ofte bundet til partikler. Sedimenter kan derfor representere betydelig lagre av miljøgifter. På grunn av miljøgiftenes bestandighet og dyrs gravende virksomhet i sedimentene, må vi regne med at de øvre 20 - 30 cm av et forurenset marint sediment vil forbli forurenset i lang tid, selv etter at tilførselene av miljøgifter stopper. (I innsjøer når denne gravningseffekten ikke så dypt som på marine lokaliteter).

Den potensielle truselen fra slike sedimenter utøves på tre måter:

- (i) Direkte utlekking av miljøgifter fra sedimentflaten (diffusjon/via porevann) eller omdanning av metallforbindelser ved bakterieaktivitet (f.eks. metylering av kvikksølv).
- (ii) Oppvirvling av forurensete sedimenter som følge av bølger og strøm og innvirkning på organismer som lever i vannmassen.
- (iii) Akkumulering av miljøgifter i organismer som lever på eller under sedimentflaten (børstemark, skalldyr, etc.) og som utgjør en del av dietten til fisk som brukes til konsum eller er næringsgrunnlag for fugl/pattedyr.
- (iv) Direkte skadevirkninger på bunnfisk (f.eks. flyndre, ål) eller andre organismer som lever i fysisk kontakt med et forurenset sediment, i noe mindre grad også pelagisk fisk.

Det er vesentlig å få konstatert hvor stort avviket fra normal sedimentsammensetning som må til for å gi et av de fire problemene listet ovenfor. Det er derfor behov for sedimentkvalitetskriterier for å kunne skille mellom problematiske og uproblematiske sedimenter.

Det overordnede formålet med sedimentkriterier bør være å knytte sedimentkvalitet til vannkvalitet og biologisk respons. Dette innebærer bl.a.:

- (i) å etablere grenseverdier for miljøgifter (uorganiske og organiske) basert på faren for utlekking, akkumulering i organismer og direkte skadevirkninger på organismer.
- (ii) å bruke kriteriene som "varsel" om at tiltak kan være nødvendig (tildekking, mudring, etc.)

Det vil i første rekke være bruk for slike kvalitetskriterier for å

vurdere den potensielle risiko fra sterkt forurensede sedimenter (i utslippsnære områder). I tillegg vil det bli spørsmål om å bruke de samme kriteriene for fast materiale som planlegges dumpet/deponert i sjøen. Andre lands kriterier er vanligvis utarbeidet med tanke på dumping og mudring av miljøgiftig materiale. Her er det vanligvis fokusert på kortsiktige skadeeffekter (under mudring og dumping og en kort periode etterpå). De tester som ligger til grunn for kriteriene (f.eks. EPAs utlutingstest) er nettopp fokusert på akutte effekter.

Hvis kriteriene i hovedsak skal brukes til å vurdere om en forurenset sjøbunn (som følge av utlekking/mobilisering over flere år) representerer en miljøtrusel, bør også andre vurderinger og tester legges til grunn.

I den følgende redegjørelse for bedømmelsesmetoder tas vesentlig utgangspunkt i eksempler fra marine sedimentundersøkelser, men prinsippene kan like gjerne anvendes på ferskvannsedimenter.

Et marint bunnsediment fra et område hvor avsetningen (sedimentasjonen) er større enn erosjonen, inneholder vanligvis 50 - 70% vann (vektprosent) og 2 - 5% organisk materiale (som glødetap), mens ferskvannsedimenter kan inneholde 10 - 50% organisk materiale i akkumuleringssonen. Porevannet utgjør således en betydelig del av sedimentet, ihvertfall i de øvre 10 cm. Ettersom porevannet står i forbindelse med vannet over sedimentet, vil porevannets kvalitet kunne påvirke vannkvaliteten over sedimentet. Porevannets sammensetning avhenger av bl.a. fordelingskoeffisienten til vedkommende stoff mellom faststoff og vann.

De to sentrale faktorer som påvirker et sediments giftighet, er miljøgiftenes tilstandsform og deres biotilgjengelighet. Disse to faktorene er også innbyrdes avhengig av hverandre. Tilstandsformen kan delvis være bestemt av i hvilken form stoffet ble tilført sedimentet (adsorbent til partikler, som partikler, bundet til organisk materiale, etc.). Videre vil tilstandsformen i sedimentet påvirkes av diagenetiske prosesser (mineralisering/remineralisering), redoksforhold, sedimentets fysiske beskaffenhet (kornstørrelse/porositet), innhold av organisk stoff, etc. Endringer i tilstandsform i sedimentet kan skje over relativt kort tid (f.eks. ved forandringer i redoksforhold) eller over lang tid (diagenese). Å forutsi miljøgifters tilstandsform ut fra teoretiske betraktninger er meget vanskelig. Det finnes imidlertid muligheter til å bestemme i hvert fall metallers tilstandsform og tilknytning til ulike typer av materiale ved hjelp av selektiv kjemisk ekstraksjon (Skei og Paus, 1979).

Enda mer komplisert er det når det kommer til bestemmelse av et stoffs biotilgjengelighet (Campbell et al., 1988; Long and Morgan, 1990). Så langt har det ikke vært mulig ad kjemisk vei å bestemme biotilgjengeligheten. Det er derfor nødvendig å gjøre tester med dyr i kontakt med sediment eller elutriat (utlutet materiale).

Det eksisterer et relativt stort antall metoder for å vurdere giftighet og sediment som forurensningskilde. Innenfor EPA (USA) er det særlig de nedenstående 8 angrepsmåter som brukes for å bedømme risiko fra forurensede sedimenter (se oversiktsartikkel av Chapman, 1989, dessuten Förstner et al., 1987).

7.1.1 Bakgrunnsnivåer som kriteriebasis

Den enkleste formen for målinger som inngår i vurderingen av sedimentkvalitetskriterier er overkonsentrasjoner relatert til bakgrunnsnivå. Med bakgrunnsnivå menes her det nivået som var tilstede i sedimentet i preindustriell tid. Fastleggelse av bakgrunnsnivået krever kjennskap til sedimenttilveksten. I tillegg vil for metallers vedkommende (og i noen grad PAH) det naturlige nivået variere fra sted til sted, avhengig av mineralogi, innhold av organisk stoff, pH, redoksforhold, etc. Det er derfor vanskelig å operere med et generelt bakgrunnsnivå ettersom dette vil være lokalitetsavhengig.

Blant vanskelighetene ved bruk av bakgrunnsnivåer i ovennevnte forstand er at "preindustrielt" sediment ofte har en annen karakter enn overflatesediment (bl.a. generelt mindre innhold av organisk stoff). Av den grunn vil konsentrasjonene av enkelte metaller være annerledes enn i nyere avsetninger. En måte å redusere dette problemet på er å operere med forholdstall hvor metallverdiene relateres til organisk karbon (f.eks. Hg/C).

Et annet problem er hvilket sjikt som skal betraktes som "preindustrielt". På grunn av biologisk omrøring vil stoffer som begynner å bli tilført sedimentet på et gitt tidspunkt, påvirke lag inntil 20 - 30 cm lenger ned (marine lokaliteter). Dette problemet kan delvis løses ved å aldersdatere sedimentet og anvende modeller som beregner blandingskoeffisienten.

Alternativet til å bruke preindustrielle sedimenter som referansemedium er å gå ut fra miljøgiftkonsentrasjonene i nåtidige overflatesedimenter som bare er utsatt for diffus bakgrunnsbelastning (via atmosfærisk nedfall og havstrømmer som ikke er åpenbart påvirket

av forurensede innhav/kysthav). Fordelen ved dette er særlig at forurensningsnivået kan uttrykkes i overkonsentrasjoner (multipler av bakgrunnsnivået) også for syntetiske organiske forbindelser. I ferskvannslokaliteter er bruken av nåtidig konsentrasjoner i overflatesedimenter fra bare diffust belastede innsjøer tvilsom, særlig for metaller. Grunnen er at en del "følsomhetsfaktorer" kan være av like stor eller større betydning enn belastningen for graden av anrikning. Eksempler på slike faktorer er innsjøvannets oppholdstid, pH og sedimentes innhold av organisk stoff og jern.

Under enhver omstendighet er det ønskelig/nødvendig å normalisere konsentrasjonsverdiene. Dette skyldes at et metalls forekomst i et sediment avhenger av sedimentets kornstørrelse, organisk innhold og mineralogi. I mange sedimenter er det derfor vanlig å normalisere verdiene til sedimentets finfraksjon (<63 µm), til organisk karbon og/eller aluminium (Schropp and Windom, 1988). Ved å ta i bruk en eller flere normaliseringsteknikker vil det være delvis mulig å korrigere for naturlige variasjoner, og eventuelle overkonsentrasjoner (jevnført med bakgrunnsnivået) kan henføres til forurensning. Erfaringene fra en regional undersøkelse av metaller i ferskvannssedimenter i Norge (Rognerud og Fjeld, 1990) er at det synes vanskelig å anvende ovennevnte normaliseringsteknikker på innsjølokaliteter (S. Rognerud, pers. medd.).

Ved denne metoden fremkommer selve kriterieverdien ved et skjønn på hvilke overkonsentrasjoner som kan anses akseptable, dvs. ikke skade akvatisk flora og fauna eller utnyttelsen av disse. En nærmere redegjørelse for bruk av bakgrunnsnivåer som kriteriegrunnlag finnes i forbindelse med forslag til kriterier for marine sedimenter (kap. 7.5).

7.1.2 Vannkvalitetskriterier anvendt på porevann

Ved anvendelse av vannkvalitetskriterier på porevann, kan det ofte være behov for en tilleggsvurdering ut fra at porevann i mange tilfeller (særlig i sjøvann og humusfattig ferskvann) inneholder vesentlig mer løst organisk stoff enn vannmassene forøvrig. Innholdet av organisk stoff influerer både på tilgjengelighet og giftighet av særlig metaller, men forholdet er for lite utforsket til at denne faktor har latt seg innebygge i kriteriene på samme måte som hardhet og pH i enkelte ferskvannskriterier.

Chapman (1989) nevner enkelte ulemper/usikkerheter ved denne angrepsmåten:

- Savn av vannkvalitetskriterier for enkelte aktuelle stoffer og stoffgrupper, særlig hydrofobe organiske forbindelser (PAH o.a.).
- Mangel på standardiserte metoder for å ta prøver av porevann (dialyse, sentrifugering, squeezing).
- Betraktning av porevannskvaliteten alene tar ikke hensyn til direkte kontakt med sedimentet eller fødeopptak (detritusetere og de som har disse som byttedyr).
- Vannkvalitetskriterier er bare utarbeidet for enkeltstoffer eller grupper (i forhold til den varierte blanding av høye konsentrasjoner som ofte er enda mer aktuell i porevann enn for andre variert belastede vannforekomster).

I henhold til Förstner et al., (1990) er bruk av porevann i denne sammenheng forbundet med for store problemer.

7.1.3 Likevektsfordeling sediment/vann

I praksis vil denne angrepsmåten skille seg fra 7.1.2 vesentlig ved at man istedetfor å måle konsentrasjonene i porevann, beregner den ut fra likevektskoeffisienter for fordelingen sediment/vann.

Konsentrasjonene av et stoff i henholdsvis sediment (C_s) og vann (C_v) er gitt ved:

1. $K = C_s / C_v$. K kan uttrykkes enten for sedimentkonsentrasjoner basert på tørrvekt (K_D) eller for konsentrasjonen pr. vektenhet organisk karbon i sedimentet (K_{OC}). Poenget ved sistnevnte er at mange av de aktuelle mikroforurensningene primært er knyttet til den organiske fraksjonen i sedimentet. Særlig gjelder dette organiske mikroforurensninger, men også en del metaller (kobber, kadmium, bly, kvikksølv, arsen; mer tvilsomt for sink og kobolt - Se Pavlou, 1987 med referanser).

I henhold til Pavlou settes:

2. $K_{OC} = K_D / \text{TOC}$ der TOC er brøkdelen organisk karbon utgjør av tørrvekten i det aktuelle sediment. Dette impliserer at de forurensende stoffene bindes proporsjonalt med sedimentets innhold av organisk stoff - en relasjon som mest gjelder for tungtløselige organiske forbindelser, men er mer tvilsom for en del metaller og relativt lettløselige organiske stoffer.

For metaller lar K_D og K_{OC} seg beregne i de tilfellene man har samtidige observasjoner av konsentrasjonene i porevann og sediment, samt har analysert sedimentets innhold av organisk karbon. Foreløpig er ikke slike observasjoner tilgjengelig i et tilstrekkelig antall, og de avledede K_D og K_{OC} blir tilsvarende usikre.

Settes vannkvalitetskriteriet $C_{v/cr}$ for vedkommende stoff inn i ligning 1) ovenfor, kan det tilsvarende sedimentkvalitetskriterium ($C_{s/cr}$) utledes:

3. $C_{s/cr} = K \cdot C_{v/cr}$, uttrykt enten på tørrvektsbasis eller pr. vektenhet organisk karbon. Imidlertid blir usikkerheten tilsvarende det som gjelder fordelingskoeffisienten.

For fettløselige organiske mikroforurensninger er det pga. små vannmengder og lave konsentrasjoner få observasjoner av porevannskonsentrasjoner. Følgelig er det få erfaringstall for fordelingskoeffisienten. Istedet beregnes denne ut fra eksperimentelt funne relasjoner mellom stoffenes fordelingskoeffisient oktanol:vann (K_{ow}) og K_{OC} . Basert på slike relasjoner kan man beregne sedimentkvalitetskriteriene på samme måte som for metaller - ved innsetting av vannkvalitetskriteriet (ligning 3).

Foruten at det ofte mangler vannkvalitetskriterier for organiske mikroforurensninger eller disse er usikre, hefter det enkelte prinsipielle betenkeligheter ved denne måten å avlede sedimentkvalitetskriterier på. De viktigste er:

- Den nevnte usikkerhet mht. bl.a. en del metallers binding til den organiske fraksjonen.
- Manglende hensyntagen til eksponering ved direkte kontakt og fødeopptak via partikler (samt mulig videreføring av denne eksponering via næringskjeder).
- Spørsmålet om porevannskonsentrasjonen virkelig er i likevekt med sedimentkonsentrasjonen.
- Hvorvidt alt innhold i porevannet er biotilgjengelig.

Alt i alt tilsier dette forsiktighet med å bruke denne metodikken inntil det foreligger mer grunnlagsdata. Redegjørelsen til Shea

(1988) viser hvor komplisert og forskjelligartet denne problematikken er for ulike typer av stoffer og stoffgrupper (hovedkategoriene metaller, relativt vannløselig organiske stoffer og persistente organiske forbindelser med meget lav vannløselighet). Det fremgår her at ulike tilstands- og tilknytningsformer i både vannfase og sediment i prinsippet ofte krever bruk av flere fordelingskoeffisienter for samme stoff. Dermed burde det egentlig også være vannkvalitetskriterier for hver tilstandsform.

Også Förstner et al. (1987) drøfter denne metodikkens anvendelighet og konkluderer med at den for fettløselige organiske forbindelser (liten vannløselighet, stor affinitet til partikler) kan være brukbar, mens det for metaller og særlig for relativt vannløselige organiske stoffer er nødvendig med utstrakt forskning.

7.1.4 Likevektsfordeling sediment/organismer

Under henvisning til bl.a. EPA-utredninger refererer Förstner et al. (1987) at det som en første tilnærming kan antas å være følgende relasjon mellom konsentrasjonene i organismer på fettbasis (C_F) og i sediment (S) på tørrvektsbasis:

$$4. \log S = (\log C_F - 0.28) + \text{TOC}.$$

(TOC = % organisk karbon av sedimentets tørrvekt).

Imidlertid må man også her anta at sammenhengen vil gjelde best for upolare (fettløselige) organiske forbindelser og metaller med affinitet til den organiske fraksjonen i sedimentet. Sterke forbehold knytter seg også til at organismer med ulikt levevis og næringsgrunnlag vil kunne vise meget forskjellige likevektsrelasjoner. Før man bruker denne metoden til å avlede sedimentkriterier, trenges i realiteten en rekke studier med kombinasjon av såvel ulike dyr og sedimenttyper som stoffer med forskjellige fysiske/kjemiske egenskaper.

Lake et al. (1987) har definert fordelingskoeffisienten (PF) mellom sediment og organisme på følgende måte:

$$PF = \frac{C_i/\text{g sediment (tørrvekt)}/\text{g OC}/\text{g sediment (tørrvekt)}}{C_i/\text{g organisme (tørrvekt)}/\text{g lipid}/\text{g organisme (tørrvekt)}}$$

C_i = konsentrasjon av komponent i

OC = organisk karbon.

PF-verdiene for ikke-polare klorerte forbindelser ved eksperimenter hvor eksponeringskonsentrasjonen var konstant ble målt til ca. 0.2 - 0.5.

7.1.5 Biotester

Slike eksperimentelle undersøkelser kan enten gjøres med forurensede sedimenter fra et resipientområde eller med sedimenter tilført kjente mengder av en forurensning. Den første måten er egnet til å kartlegge problemområder og vil ofte også belyse samvirke mellom flere forurensende stoffer. Imidlertid vil tolkningen av resultatene ofte være komplisert pga. at flere forurensende stoffer er tilstede. Tester med sedimenter tilsatt enkeltstoffer i forskjellige konsentrasjoner er i prinsippet mer egnet til å få frem generelle sedimentkriterier, men da forutsettes at tilstedeværelse av flere forurensninger vesentlig gir enkelt additiv respons og i hvert fall ikke virker synergistisk (innbyrdes forsterkende).

Biotester med sedimenter vil ofte være kompliserte og ressurskrevende dersom eksponeringen i naturen skal simuleres og måles best mulig. Testene er vanskelige å standardisere, og tilgjengelig teknikk for å karakterisere de ulike eksponeringsveier (bl.a. via porevann), er delvis mangelfull. Et tilforlatelig grunnlag for generelle (motsatt lokalitetsspesifikke) sedimentkriterier vil kreve at det utføres et stort antall tester med

- arter som har ulike levevis og tilknytning til sedimentet.
- sedimenter med varierende egenskaper mht. innhold av organisk stoff og kornstørrelse.
- ulike blandinger av forurensninger (for å dekke muligheten for synergisme).

Mens generelle sedimentkriterier utledet på grunnlag av biotester sannsynligvis må ha innebygget betydelige sikkerhetsfaktorer - også på grunn av vanskelighetene med å dekke kroniske effekter - vil lokalitetsspesifikke kriterier i mange tilfeller kunne etableres raskt og med god presisjon, (kfr. Chapman, 1986).

7.1.6 "Screening level concentration" (SLC)

SLC-metoden baserer seg på samtidige feltobservasjoner av forurensningsnivåer av enkeltstoffer (eventuelt stoffgrupper) og sammensetningen av bløtbunnsfauna. Metoden tilsikter å angi de høyeste konsentrasjoner av upolare (fettløselige) persistente organiske forbindelser som vil verne 95% av artene i bunndyrsamfunn (Neff et al., 1988). Konsentrasjonene normaliseres til sedimentets innhold av organisk karbon ut fra det omfattende erfaringsmaterialet som tyder på at biotilgjengeligheten av slike stoffer er omvendt proporsjonal med sedimentets innhold av organisk karbon (unntatt for grovkornede sedimenter).

Utledningen av SLC forutsetter et betydelig datamateriale. Bl.a. kreves minimum 20 observasjoner av én bunndyrart ved ulike konsentrasjoner av vedkommende stoff eller stoffgruppe. (Neff et al., 1988). Fra disse observasjoner bestemmes den artsspesifikke SLC (SSLC = Species Screening Level Concentration). SSLC defineres som høyeste konsentrasjon for 90% av observasjonene, dvs. at i bare 10% av tilfellene arten er funnet, har konsentrasjonen vært over SSLC. Utledning av en endelig SLC krever tilgang på minimum 10 SSLC (20 i henhold til Chapman, 1989). For nærmere redegjørelse for den statistikk som ligger under beregningen henvises til Neff et al. (1988).

Metoden krever at det er tilgang på data over et representativt intervall av konsentrasjoner. Kriteriene vil f.eks. kunne bli satt for høyt hvis observasjonene vesentlig var fra steder med høye konsentrasjoner av vedkommende stoff. Neff et al. (1988) gjengir dessuten et par eksempler på at det sannsynligvis også er viktig å ha representative verdier for sedimentenes innhold av organisk karbon for å få tilforlatalige kriterier. Videre bør dataunderlaget omfatte arter med ulikt levevis. Særlig viktig er det å få med arter som eksponeres for forurensninger i sedimentet på flere måter.

En praktisk ulempe ved SLC-metoden er at den krever et meget omfattende datagrunnlag. Prinsipielt sett er det en innvending at metoden ikke har noen mekanisme for å fange opp mulige effekter på det innsamlede datamateriale av at andre forurensninger enn de som betraktes har vært tilstede i sedimentene. Imidlertid medfører dette i hvert fall ikke for lite vernende kriterier. Metodikken skulle også la seg anvende på andre stoffer enn upolare organiske forbindelser, men da med forbehold for normalisering av konsentrasjonene mht. til innhold av organisk karbon.

7.1.7 Indikert skadeterskel (Apparent Effect Threshold, AET)

Ut fra analysedata fra sedimentene og samtidig observasjon av en eller flere effektparametre, bestemmes den konsentrasjonen av et stoff (AET) som gir et statistisk signifikant utslag jevnført med forholdene i en resipient med relativt uberørte sedimenter. Som mål på effekt benyttes enten biotester med vedkommende sediment, bunnfaunasamfunnets sammensetning eller påvisning av økt sykdomsfrekvens hos fisk (kfr. referanser i Chapman, 1989). I prinsippet kan alle typer skadelige effekter benyttes, såfremt de lar seg belegge statistisk.

Fordelen ved metoden fremfor Screening Level Concentration er at den kan benyttes for alle typer forurensninger (SLC er bare lansert for fettløselige organiske forbindelser). Imidlertid er det også her en usikkerhet at metoden forutsetter at bare datamaterialet blir omfattende nok, vil fenomener som synergisme, tilstedeværelse av ukjente (ikke observerte) forurensninger og inflytelsen fra naturlige faktorer være "inkludert" i den endelige AET.

Den viktigste innvending er at alle observerte enkeltverdier av AET kan ligge over den egentlige skadeterskel for vedkommende stoff. For å sikre at ømfintlige arter/samfunn er dekket, kreves m.a.o. observasjoner fra et betydelig antall lokaliteter.

7.1.8 "Triademethoden" (Sediment quality triad)

Her samholdes data fra sedimentanalyser (ufraksjonerte sedimenter) med resultater fra både sediment-biotester og mulige skader på bunndyrsamfunn, inklusiv økt frekvens av sykdom hos bunnfisk. (Se Chapman, 1989, med henvisninger til praktisk bruk av metoden, bl.a. Chapman, 1986).

Hyppheten av negative effekter knyttes til konsentrasjonen av bionegative stoffer i sedimentet fra samme område, og av dette utledes lokalitetsspesifikke grenseverdier for enkeltstoffer eller stoffgrupper, dvs.:

- I en grenseverdi under hvilken det er liten eller ingen skade.
- II en konsentrasjon over hvilken det opptrer hyppige og tydelige skader.
- III et intervall I - II for mulige skader.

Også triademethoden forutsetter at mulig forekomst av ikke observerte

forurensninger, samt mulig synergisme/antagonisme utlignes ved et stort og variert dataunderlag. Styrken som ligger i at metoden har innebygget hensyn til alle observerte forurensende stoffer, betyr samtidig at de kriteriene for enkeltforbindelser/stoffgrupper som utledes, egentlig bare har gyldighet for det/de område(r) som er undersøkt.

7.1.9 Sammenfattende vurdering av kriteriegrunnlag

Sedimentkriterier skal verne:

- A. Organismesamfunn i nær kontakt med sedimenter og porevann.
- B. Fisk, fugl og pattedyr som vesentlig eksponeres via mat, dvs. gjennom næringskjeder som starter med organisk materiale i bunnavsetningene eller med bunndyr.
- C. Næringsinteresser/helse i forbindelse med utnyttelse av bunnarealer, fisk og skalldyr.

I tillegg vil kriteriene ha en funksjon som grunnlag for vurdering av mudring/dumping/behov for tiltak.

Ideelt sett bør avledningen av kriteriene basere seg på kunnskap om virkninger, både eksponering fra porevann og ved direkte kontakt, dertil utslag av at to eller flere miljøgifter opptrer sammen.

Det er innlysende at ovenstående ikke lar seg forene med eventuelle krav til at grunnlaget skal være enkelt. En eventuell begrunnelse for slik enkelhet må derfor være forvaltningsmessig eller politisk.

Eksempel på "enkelt" kriteriegrunnlag som er gjennomgått i kapitlene foran er "bakgrunnsnivåer" (kap. 7.1.1) og porevannskonsentrasjoner koblet med vannkvalitetskriterier (kap. 7.1.2 - 7.1.3). Bakgrunnsnivåemetoden ser bort fra opplysninger om terskelnivåer for skade, og porevannsresonnementet tar ikke hensyn til den direkte belastningen fra kroppskontakt og eventuelt inntak av sedimenter. Avledning av kriterier på slikt grunnlag fordrer et tilleggsskjønn, basert på sammenhenger mellom konsentrasjoner og eventuelle effekter, enten fra biotester eller feltobservasjoner.

Et teoretisk angrepsmåte, som likevektsforholdet mellom sedimenter og organismer (kap. 7.1.4), kan man se bort fra så lenge det ikke finnes mer viten om hvilke konsentrasjoner som representerer fare for organismene selv eller for høyere trinn i næringskjeden. Forøvrig

gjenstår det også en god del arbeid før man for de fleste stoffer kan forutsi bedre enn til nærmeste størrelsesorden hva konsentrasjonen vil bli i ulike typer av bunnorganismer ut fra innholdet i sedimentene.

Mest pålitelige sedimentkriterier vil man få fra biotester med et representativt utvalg av arter fra ulike hovedgrupper og med forskjellig levevis (parallell angrepsmåte som EPA har brukt for å utlede vannkvalitetskriterier). Men det er visse forhold som må vies særlig oppmerksomhet:

- Usikkerhet hvorvidt biotestmaterialet inkluderer noen av de mer ømfintlige artene (dvs. ømfintlig overfor vedkommende stoff).
- Komplekst sammensatte stoffgrupper (eks. PCB, toxafen (klorerte kamfener/terpener).
- Mulig synergisme ved samtidig eksponering for forskjellige forurensende stoffer.
- Innflytelse fra naturlige faktorer (innhold av organisk stoff, kornstørrelse, pH, redoksforhold).

Noe av dette kan tas hånd om ved biotestopplegg som innbefatter ulike kombinasjoner og variasjonsfaktorer. En annen angrepsmåte er å supplere biotestdata med feltobservasjoner.

Uansett angrepsmåte vil man enten stå overfor et betydelig krav til tilleggsskjønn eller langvarig registrerings- og/eller testvirksomhet. Selv for den enkleste av fremgangsmåtene - bakgrunnsverdier - er det i Norge fremdeles betydelig mangel på data. Dette gjelder særlig organiske mikroforurensninger i ferskvannssedimenter, mens metaller er bedre dekket (kap. 8.3). Fjordsedimenter har vært mer undersøkt, og på bakgrunn av disse observasjoner har det vært mulig å angi ca. "bakgrunnsnivå" for de mest aktuelle metaller, PCB og PAH i overflatesedimenter fra områder med bare diffus belastning (kap. 8.4). Men også i fjordsedimenter er det mangel på data som gjenspeiler den diffuse belastning med de fleste klor- og bromorganiske forbindelser.

I det videre arbeid med dette synes følgende mest givende å prioritere:

- Kartlegging av "normaliserte" diffuse bakgrunnskonsentrasjoner av organiske mikroforurensninger i overflatesedimenter (i ferskvannslokaliteter også en del metaller).

- Observasjoner av bunndyrsamfunn kombinert med sedimentbiotester, utlekkingsforsøk med sedimenter og registrering av miljøgiftnivåer i fisk fra de samme sterkt forurensede lokaliteter (eksempler: Iddefjorden, indre Oslofjord, Frierfjorden, Tromøysundet, indre Kristiansandsfjorden, Sørfjorden, PAH-forurensede fjorder, innsjøsedimenter belastet med blekeriavløp eller metaller fra gruvedrift).

Det synes mer vesentlig å få tilstrekkelige kunnskaper om situasjoner som representerer en manifest risiko, og som kan kreve tiltak, enn det er å etterstrebe etablering av alment gyldige sedimentkvalitetskriterier. Dette vil kreve både tid og omfattende arbeidsinnsats. I mellomtiden må det antas at det vil bli praktisert en restriktiv linje ved bedømmelse av såvel nye utslipp som tilfeller av mudring/dumping.

8. KLASSIFISERINGSSYSTEMER FOR SEDIMENTKVALITET

8.1 Svensk forslag til klassifisering av ferskvannssedimenter

Forslaget i Lithner (1989) er basert på observasjoner av metaller i førindustrielle avsetninger på akkumuleringsbunn, dvs. metallinnholdet ca. 20 cm ned i sedimentene. De 60 - 80 observasjonsstedene inkluderer for det meste næringsfattige innsjøer fra både syd og nord i Sverige.

I likhet med for vann, opereres det med "provisorisk bakgrunnsnivå" omtrentlig tilsvarende øvre kvartil i datamaterialet, og nedenstående inndeling i tilstandsklasser er foreslått (tabell 13).

Tabell 13. Forslag til tilstandsklasser og provisorisk bakgrunnsnivå mht. metallinnhold i svenske innsjøsedimenter (Lithner, 1989), mg/kg tørrvekt.

	Tk 1 (Meget lavt)	Tk 2 (Lavt)	Tk 3 (Moderat høyt)	Tk 4 (Høyt)	Tk 5 (Meget høyt)	Prov. bakgr. nivå.
Arsen	≤ 5	5-15	15-75	75-250	> 250	10
Bly	≤ 5	5-30	30-100	100-400	> 400	10-50 ²⁾
Kadmium	≤ 0.2	0.2-0.7	0.7-2.0	2.0-5.0	> 5.0	0.4
Kobber	≤10	10-25	25-50	50-150	> 150	20
Krom ¹⁾	≤10	10-25	25-75	75-300	>300	20
Kvikksølv	≤ 0.05	0.05-0.15	0.15-0.3	0.3-1.0	> 1.0	0.1
Nikkel ¹⁾	≤10	10-30	30-75	75-300	>300	30
Sink	≤70	70-175	175-300	300-1000	>1000	175

¹⁾ Klasseinndeling og bakgrunnsnivå basert på annet og mer sparsomt datamateriale enn de øvrige metaller. Forbehold vedrørende bakgrunnsnivåene tas for bl.a. avhengighet av oppslutningsmetode (krom) og lokale geologiske særtrekk (nikkel).

²⁾ Høyeste verdi gjelder sydsvenske lokaliteter.

Jevnført med vann er det foreslått noe videre intervaller for påvirkningsgrad basert på kontamineringsfaktorer:

$$K_f = \frac{\text{målt konsentrasjon}}{\text{Provisorisk bakgr.nivå}}$$

Begrunnelsen er bl.a. erfaringer fra en smelteverksresipient der

økningen i sedimentenes metallinnhold var mer enn proporsjonal med økningen i vann. Påvirkningsgradene er således foreslått slik:

Pg 0 (Ingen/ubetydelig påvirkning)	$K_f \leq 1.5$
Pg 1 (Betydelig) $K_f \leq 1.5 - 6$
Pg 2 (Sterk) $K_f \leq 6 - 20$
Pg 3 (Meget sterk) $K_f \leq > 20$

Lithner (1989) bemerker i tillegg at betydelig innflytelse på den tilsynelatende påvirkningsgrad kan fås som resultat av faktorer som pH (svekket binding av sink og sannsynligvis også kadmium og nikkel ved pH under ca. 6) og humusinnhold (økt mobilitet av bly og arsen). Dessuten oppfordres til stor forsiktighet ved tolkning av sedimentdata i blyresipienter, der blyinnholdet ofte synes å gi betydelig høyere påvirkningsgrad enn målinger i vann og mose.

Lithner (1989) drøfter også andre forhold enn de som er nevnt her, bl.a. med anvisninger om hvordan man beregner påvirkningsgrad ved samtidig belastning med flere metaller (se nærmere kap. 9.6.3).

8.2 Nederlandske kriteriegrunnlag og bakgrunnsnivåer i ferskvannsedimenter

Den tidligere omtalte utredning av van de Meent et al. (1990) (kap. 5.5, 6.2) inneholder også anbefalte "maksimale akseptable risikonivåer" (MAR) for ferskvannsedimenter og eksempler på bakgrunnsnivåer (tabell 14).

MAR for sedimenter er beregnet ut fra MAR for vann (kap. 5.5) og fordelingskoeffisienter for porevann/sediment. Fordelingskoeffisientene for metaller og arsen er avledet fra forskjellen i konsentrasjoner mellom ufiltrede og filtrerte overflateprøver. (OBS: Usikker relevans for fordeling porevann/sediment). For en del pesticider og PAH-forbindelser er fordelingskoeffisientene dels bestemt eksperimentelt, dels beregnet (for ref. se van de Meent et al., 1990).

"Bakgrunnsnivåene" i tabell 14 er målt i "preantropogene" Rhin-sedimenter (kfr. ref. i van de Meent et al., 1990).

Det må understrekes at MAR-verdiene i tabell 14 ikke er forslag til kriterier, men bare ment som grunnlagsmateriale. MAR for nikkel, som overskrider forekomsten av dette metallet i "preantropogene" sedimenter, fremtrer som tvilsomt lav, mens verdiene for bly og kadmium fortøner seg bemerkelsesverdig høye. Om forslagene til MAR

for PAH kan bemerkes at de kreftfremkallende egenskaper hos enkelte av forbindelsene ikke synes å være tatt i betraktning ved utledningen av MAR-verdi.

Tabell 14. Maksimalt akseptable risikonivåer (MAR) for ferskvannsedimenter foreslått av van de Meent et al. (1990), sammenlignet med "bakgrunnsnivåer" fra samme kilde, mg/kg tørrvekt. Se tekst for nærmere forklaring.

STOFFER	MAR	"Bakgrunn"
<u>Metaller/metallforb.</u>		
Arsen	56	-
Bly	860	21
Kadmium	14	0.25
Kobber	60	13
Krom	270	72
Kvikksølv	1.1	-
Nikkel	7.4	29
Sink	120	68
Tributyltinnoksid	0.011 ¹⁾	-
<u>PAH</u>		
Antracen	5.2	0.02
Benzo(a)antracen	2.0	0.001
Benzo(k)fluoranten	2.5	0.005
Benzo(g,h,i)perylene	2.0	0.003
Benzo(a)pyren	2.5	0.004
Chrysen	2.0	0.005
Fenantren	4.6	0.03
Fluoranten	1.6	0.01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	2.5	-
Naftalin	1.3	-
<u>Klororganiske forbindelser</u>		
Atrazin	0.0052	-
Dieldrin	1.7	-
Diklorfenoler	0.3	-
Lindan	0.14	-
Pentaklorfenol	0.18	-
Tetraklorfenoler	0.29	-
Triklorfenoler	0.1	-

¹⁾ Fordelingskoeffisient sediment:porevann estimert av van de Meent et al. (1990)

8.3 Bakgrunnsnivåer av metaller i norske ferskvannssedimenter

Fra 1986 foreligger materiale fra 245 innsjøer spredt over hele landet, men med tettest dekning av de lokaliteter som er antatt mest belastet fra atmosfærisk nedfall. Sjiktene 0-1, 1-2, 2-3 cm og ca. 25 cm er analysert på kvikksølv, bly, kadmium, nikkel og jern (også planlagt kobber og sink). Resultatene er under rapportering (Rognerud og Fjeld, 1990). Undersøkelsene omfatter også andre sediment- og vannkjemiske variable (og er dessuten samordnet med en undersøkelse av kvikksølvs bakgrunnsnivå i ørret). De spredte data som ellers foreligger om norske innsjøsedimenter, er ikke egnet til å danne seg noe pålitelig bilde av naturlige og sivilisatorisk betingede variasjoner i de diffuse bakgrunnsnivåene.

8.4 "Bakgrunnsnivåer" og klassifisering av fjordsedimenter

Det er hensiktsmessig å kunne skille mellom sedimenter med ulik forurensningsgrad etter ensartede kriterier. Inndelingen bør basere seg på sedimentenes innhold av miljøgifter koblet til biologiske effekter. Det er ikke enkelt å foreta en slik inndeling i klasser fordi det er en rekke faktorer som influerer både på konsentrasjonen (variasjon i naturlig innhold som følge av kornstørrelse, redoksforhold, organisk innhold og mineralogi) og effekter (biotilgjengelighet, antagonisme, synergisme). Klasseinndelingen må derfor bli relativt grov og bør i hovedsak brukes som en veiledning, spesielt for forvaltningen som skal vurdere om sedimentene representerer en miljøtrusel og hvor tiltak bør iverksettes.

8.4.1 "Bakgrunnsnivåer"

Det naturlige innhold av metaller og "diffuse bakgrunnsnivå" av organiske miljøgifter vil variere fra område til område. Variasjonsmåten og variasjonsbredden vil være stoffavhengig, men i alle tilfeller bero på:

- (i) kornstørrelse (henger sammen med adsorpsjon og partiklenes overflate, samt mineralogi)
- (ii) organisk innhold (ikke bare total mengde karbon, men også kvaliteten på det organiske materialet)
- (iii) redoksforhold (f.eks. utfelling av metallsulfider i anoksisk miljø og oksyder/hydroksyder i oksisk miljø)
- (iv) mineralogi (forekomst av metallførende malmer i nedbørfeltet)

(v) biologisk aktivitet i sedimentet.

For å kunne sammenligne metallnivåene i sediment fra ulike lokaliteter må verdiene normaliseres, dvs. vi korrigerer for naturlig variabilitet. Ved å analysere mengden av sediment finere enn sand (<63 μm) kan vi normalisere metallverdiene til denne fraksjonen. Det er finfraksjonen som inneholder mesteparten av metallene, mens grovfraksjonen virker fortynnende på metallkonsentrasjonen. Vi kan også relatere metallnivået til innhold av organisk karbon (Me/C-forhold) for å korrigere for ulikt innhold av organisk materiale. Dette kompliseres ved at terrestrisk, organisk materiale (løv, planterester, etc.) ikke oppkonsentrerer metaller på samme måte som marint organisk materiale (plankton). Bruk av C/N-forhold eller karbon-isotoper kan her være til hjelp for å skille mellom ulike typer organisk materiale.

For redoksforhold er det ingen enkel korreksjonsfaktor. Imidlertid har anoksiske sedimenter som inneholder fritt sulfid (lukt av H_2S) vanligvis et høyere metallinnhold enn oksiske sedimenter. Her må vi ta i bruk data for anoksiske sedimenter fra uforurensede områder (f.eks. Framvaren).

Det er nødvendig å ha kjennskap til geologien i et undersøkelsesområde. Ideelt sett burde minimum en sedimentprøve fra hver lokalitet analyseres for mineralogisk sammensetning (røntgen-diffraksjon). Det er spesielt innhold av sulfidiske malmer som vil innvirke på bakgrunnsnivået av metaller.

Når det gjelder organiske mikroforurensninger, er det spesielt organisk innhold, for PAH også redoksforhold, som er avgjørende for bakgrunnsnivået.

Forutsatt at naturlige ekstremverdier lukes ut, kan det opereres med ca. bakgrunnsnivåer for metaller og PAH i aerobe fjordsedimenter, som vist i tabell 15. Verdiene for klororganiske forbindelser og stoffgrupper er særlig usikre pga. få data (Ernst et al., 1984, Ernst, 1986, Næs og Rygg, 1988, Lohse, 1988, Knutzen et al., 1989, Næs, 1989 med ref. og Næs, upubl. data fra Kristiansandsfjorden).

Et problem knyttet til sedimentdata er at det metodisk, både med hensyn til prøvetaking, prøvebehandling, opplutning og analyser er store forskjeller. Mest kritisk er opplutningsprosedyren hvor det dels er brukt svak syre (1N HCL), konsentrert salpetersyre eller fluss-syre (total opplutning). Det må tas hensyn til dette når resultatene for metaller skal vurderes.

Tabell 15. Ca. "Bakgrunnsnivåer" for utvalgte metaller, arsen, fluorid, selen og PAH, PCB, HCB OG EPOCl²⁾ i finkornige fjordsedimenter (vesentlig silt/leire), mg/kg tørrvekt.

Stoffer	Konsentrasjoner
<u>Uorg. forb.</u>	
Arsen	15 ± 5
Bly	20 ± 10
Fluorid	600±200
Jern	30000±10000
Kadmium	0.2 ± 0.05
Kobber	25 ± 10
Kobolt	25±10
Kvikksølv	0.1 ± 0.05
Krom	50 ± 20
Nikkel	20 ± 10
Selen	5-10
Sink	100 ± 50
Sølv	0.2±0.1
Tinn	?
Titan	4000±1000
Vanadium	100±50
<u>Org. forb.</u>	
Tot. PAH	< 0.2 - 0.5
B(a)P	< 0.001 - 0.01
PCB	0.005?
HCB	0.0005?
OCS ¹⁾	0.0005?
EPOCl ¹⁾	0.1?

1) Oktaklorstyren.

2) Ekstraherbart persistent organisk bundet klor.

8.4.2 Foreløpig forslag til klassifisering av norske fjord-sedimenter

I nedenstående tabell 16 er det i prinsippet benyttet samme fremgangsmåte som for klassifiseringen av saltvann mht. metallinnhold i kap. 6.4.2, dvs. at for skillet mellom Kl. 1 (lite eller ubetydelig berørt) og Kl. 2 (moderat belastet) er benyttet ca. øvre grense for det antatte bakgrunnsnivå i fjordsedimenter.

Grensen mellom Kl. 3 (markert belastet) og Kl. 4 (sterkt belastet) er

så gitt ved å multiplisere grensen Kl.1/Kl.2 med en fast faktor. I dette tilfellet er valgt 20, mot 10 i vann. Grunnen til dette er forurensningenes tendens til å anrikes i sedimentene, og at klasseintervallenes bredde i hvert fall i noen grad bør gjenspeile dette.

I realiteten vil en økning på 10 ganger i vann som regel representere en vesentlig større trusel enn 20 gangers økning i sedimentene. For å samsvare med vannklassifiseringen burde det således være enda større avstand mellom kl. 1 og kl. 4 ved sedimentklassifiseringen. På den annen side er det ønskelig å markere at for ikke så få stoffer må en økning på mer enn $\sqrt{20}$ ganger bakgrunnen (skjematisk utgangspunkt for å anslå nedre grense for Kl. 3) anses som markert belastet. For å markere dette ytterligere er det ved fastsettelsen av nedre grense for kl. 3 konsekvent foretatt en større eller mindre avrundning nedover. Ved forslag til grense for jern, titan og fluor, som ikke kan regnes som mikroelementer, har det vært nødvendig å fravike den skjematiske fremgangsmåten og isteden bruke skjønn. Mer reelt innhold i uttrykkene "moderat", "markert" og "sterkt forurenset" kan først fås når sedimentkonsentrasjonene av de aktuelle stoffer lar seg knytte til risiko for skader.

Tabell 16. Foreløpig forslag til klassifisering av fjordsedimenters øvre lag mht. innhold av utvalgte miljøgifter, mg/kg tørrvekt. Se nærmere forklaring i tekst. (Grensen Kl. 2/3 avrundet nedover).

Stoffer	Kl. 1	Kl. 2	Kl. 3	Kl. 4
<u>Metaller o.a.</u>				
Arsen	<20	20 - 80	80 - 400	>400
Bly	<30	30 - 120	120 - 600	>600
Fluorid	<800	800-3500	3500-16000	>16000
Jern	<40000	40000-170000	170000-800000	>800000
Kadmium	<0.25	0.25 - 1	1 - 5	>5
Kobber	<35	35 - 150	150 - 700	>700
Kobolt	<35	35 - 150	150 - 700	>700
Kvikksølv	<0.15	0.15 - 0.6	0.6 - 3	>3
Krom	<70	70 - 300	300 - 1400	>1400
Nikkel	<30	30 - 130	130 - 600	>600
Selen	<10	10 - 40	40 - 200	>200
Sink	<150	150 - 650	650 - 3000	>3000
Sølv	<0.3	0.3 - 1.3	1.3 - 6.0	>6
Tinn	?	?	?	?
Titan	<5000	5000-20000	20000-100000	>100000
Vanadium	<150	150 - 650	650 - 3000	>3000
<u>Organiske forb.</u>				
Tot. PAH	<0.3	0.3 - 1	1 - 6	>6
B(a)P	<0.005	0.005-0.025	0.025-0.1	>0.1
PCB	<0.005?	0.005-0.025	0.025-0.1	>0.1
HCB	<0.0005?	0.0005-0.0025	0.0025-0.01	>0.01
EPOC1	<0.1?	0.1-0.3	0.3-2	>2

Sedimentene i Rotterdam havn er klassifisert etter sitt innhold av metaller og organiske miljøgifter på følgende måte (Jansen, 1987):

- Klasse 1 (svakt forurenset)
- Klasse 2 (moderat forurenset)
- Klasse 3 (forurenset)
- Klasse 4 (sterkt forurenset)

Inndelingen i klasser er basert på konsentrasjonsnivåer i relasjon til

en bakgrunnsverdi. Tabell 17 viser de verdier som brukes.

Tabell 17. Rotterdam harbour sediment quality classifications.

Klasse	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)
1	< 23	< 6	< 190	< 60	< 110
2	23-32	6-19	190-220	60-190	110-460
3	32-110	19-32	220-550	190-370	460-660
4	> 110	> 32	> 550	> 370	> 660

Klasse	Hg (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Zn (mg/kg)	PCB (μ g/kg)
1	< 1.5	< 35	< 370	< 100
2	1.5-9	35-65	370-1160	100-250
3	9-16	65-80	1160-2330	250-500
4	> 16	> 80	> 2330	> 500

Disse verdiene er ikke basert på økologiske virkninger, men konsentrasjoner i relasjon til en bakgrunnsverdi.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) i USA gjennomfører årlig sedimentovervåking innenfor National Status and Trends (NS&T) Program. En rekke biologiske tester (omtalt under kap. 7.1) gjøres for å fastslå ved hvilke konsentrasjoner i sedimenter biologiske skadevirkninger opptrer. Resultatene er nylig oppsummert av Long og Morgan (1990).

9. KRITERIER/KLASSIFISERING BASERT PÅ MILJØGIFTINNHOOLD I ORGANISMER

Som utgangspunkt kan her benyttes enten:

- "bakgrunnsverdier"
- grenseverdier i spiselige organismer eller:
- konsentrasjoner gradert ut fra en økologisk risikovurdering;
- eventuelt en kombinasjon.

9.1 "Bakgrunnsverdier"

Med "bakgrunnsverdier" forstås også her enten

I intervallet for naturbetingede variasjoner eller

II øvre grense for konsentrasjoner som påtreffes utenfor sporbar påvirkning fra bestemte punktkilder, dvs. som et resultat av diffus belastning.

Bruksdefinisjonene går delvis over i hverandre. Imidlertid er I bare aktuell for naturlig forekommende stoffer, mens II anvendes dels for syntetiske organiske forbindelser, dels for metaller og andre uorganiske elementer som er mobilisert i så stor skala at man over store områder ikke lenger finner noen tilstand som kan betraktes som upåvirket. I større eller mindre grad gjelder dette f.eks. bly, kadmium, sink, nikkel, krom og kvikksølv.

Selv uten sivilisatorisk mobilisering er det for naturlig forekommende stoffer en betydelig variasjon i innholdet i organismer, også innen den enkelte art. Foruten de forskjeller som følger av naturlig varierende innhold i vann, sedimenter og næring, kommer en rekke biologiske faktorer (alder, størrelse, kjønn, livsstadium, fettinnhold, vekst, kondisjon).

For nærmere redegjørelse om disse forhold må vises til den omfattende litteratur om akkumulering av miljøgifter i organismer. Som innfallsporter til noe av denne litteraturen kan vises til en del tidligere utredninger fra NIVA: Brettum (1985), Grande (1987), Knutzen (1983, 1985, 1986a, 1987a, b, c, d, 1989a), Knutzen og Kirkerud (1984) og Lingsten (1985).

Antatte "høye bakgrunnsnivåer", basert på ovennevnte utredninger er listet opp i tabell 18 (metaller og enkelte andre grunnstoffer i ferskvannsorganismer), tabell 19 (metaller m.v. i saltvannsorganismer) og tabell 20 - 21 (organiske miljøgifter i utvalgte ferskvanns- og

saltvannsorganismer med konsentrasjoner på henholdsvis friskvekts- og fettbasis). Grunnen til at bakgrunnsnivåene til organiske mikroforurensninger gis både på friskvekts- og fettbasis, er at førstnevnte må brukes ved kriterier eller klassifisering med henblikk på helsemessig og økologisk risiko, mens konsentrasjoner på fettbasis er mer egnet når formålet er å karakterisere forurensningsgrad (dvs. grad av belastning) og utvikling over tid.

Det er nødvendig å understreke at tabellverdiene er beheftet med varierende grad av usikkerhet. Usikkerheten er minst for kvikksølv i fisk og ellers de mest fokuserte metaller (unntatt bly i fisk, der det er vanskeligheter med tilstrekkelig lav deteksjonsgrense). Den større grad av usikkerhet knyttet til organiske mikroforurensninger skyldes flere forhold:

- Generelt bemerkelsesverdig beskjedent dataunderlag fra bare diffust belastede områder (med et visst forbehold for PCB og for PAH i blåskjell).
- Varierende grad av diffus belastning avhengig av prøvestedets beliggenhet. (Forskjell f.eks. mellom Østersjøen, Skagerrak og nordlige Nordsjøen, likeledes mellom ferskvannsförekomster som i ulike grad belastes via forurenset nedbør).
- Forskjell i analysemetoder; til dels fremdeles vanskeligheter med å få tilstrekkelig lave deteksjonsgrenser.
- Forandringer over tid som henger sammen med forurensningsbegrensende tiltak (kfr. begrensninger på bruk av PCB, klororganiske biocider - DDT m.fl.)
- Sannsynligvis ofte tvilsom pålitelighet av fettbestemmelse i vev med lavt fettinnhold (<1%), derav følgende usikkerhet ved angivelser på fettbasis.

Om metaller i elvemose (tabell 18) kan bemerkes at "øvre grense for bakgrunnsverdier" her er satt 1.5 - 2 ganger høyere enn de "provisoriske bakgrunnsverdiene" for kadmium, kobber, krom og nikkel som Lithner (1989) angir. Dette er gjort ut fra norske erfaringer og ønsket om å få med flest mulig observasjoner som ikke kan føres tilbake på punktkilder. Skjønnsmessig kan denne grensen kanskje svare til 90 - 95 persentilen av observasjoner fra områder med bare diffus påvirkning, bortsett kanskje for kobber, der konsentrasjoner opp mot 20 - 25 mg/kg tørrvekt ikke synes uvanlige (Lingsten, 1985 med ref.).

Ellers er det i tabellene 18 - 21 valgt å bruke det mer upresise "høyt bakgrunnsnivå" frem for "øvre grense for bakgrunnsnivå", som benyttes i de refererte arbeider. Dette er gjort bl.a. for å markere det usikre og delvis skjønsmessige i begrepet "bakgrunnsnivå". Særlig for klororganiske forbindelser i blåskjell (tabell 20 - 21) er det "høye bakgrunnsnivå" justert ned i forhold til tidligere angitte "øvre grenser for bakgrunnsnivå" (fra Knutzen og Kirkerud, 1984, som i stor grad bygget på utenlandske observasjoner fra områder der den diffuse belastning åpenbart har vært vesentlig høyere enn langs vår kyst).

En del nedjusteringer er også gjort for metaller i blåskjell og tang (tabell 19).

Blant norske undersøkelser som har gitt data av relevans for "bakgrunnsnivåer" av kvikksølv og klororganiske forbindelser i fisk og blåskjell, og som har kommet til etter litteratursammenstillinger nevnt i tabell 19 - 20, kan nevnes: Knutzen et al, (1988, 1989, 1991), Hetland (1988), Knutzen og Skei (1988), Skei og Knutzen (1988) og Knutzen (1989b); videre data fra det internasjonale overvåkingsprogrammet innen Oslo/Paris-konvensjonen (Green, 1988 og upubl.). Bortsett fra enkelte lokaliteter dreier det seg i disse arbeidene ofte om data fra enden av avstandsgradienter fra kjente eller mulige punktkilder. Slike informasjonen kan ikke erstatte det man vil oppnå ved et nasjonalt program med "bakgrunnsnivåer" som hovedformål.

Tabell 18. Antatte høye bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller, arsen og fluorid i ferskvannsfisk (kfr. Grande, 1987 med ref.) og toppskudd av elvemose (etter Lingsten, 1985 og Lithner, 1989 med ref., samt L. Lingsten, pers. medd.) mg/kg friskvekt (fisk) og mg/kg tørrvekt (mose). Se fotnoter og tekst.

Stoffer	Fisk ¹⁾		Elve- mose ²⁾
	Filet	Lever	
Arsen	0.1	0.1	2
Bly	0.1 ⁴⁾	0.2 ⁴⁾	3(5) ^{7 8)}
Fluorid ³⁾	3	-	-
Kadmium	0.01	0.3	1 (2) ⁷⁾
Kobber	0.8	40 ⁵⁾	15 (25) ⁷⁾
Krom	0.1 ⁶⁾	0.2 ⁶⁾	3
Kvikksølv	0.2	-	0.05
Nikkel	0.1 ⁶⁾		5
Sink	10	80	100 (200) ^{7 8)}

- 1) Generelt få data og så langt lite belegg for ulikheter mellom arter (se imidlertid ⁵⁾).
- 2) Fontinalis spp.
- 3) Etter Knutzen, 1987d. Få data.
- 4) Sannsynligvis anslått for høyt pga, analysetekniske vanskeligheter (deteksjonsgrense, kontaminering av prøver). Muligens så lavt som 0.01 mg/kg.
- 5) Eksempler på enkelte høyere verdier i ørret.
- 6) Kan være satt noe lavt (<0.3 - 0.5 mg/kg?). Få data.
- 7) Parentesverdier gjelder ved særlig metallrike mineraler i berggrunnen.
- 8) Som følge av variasjoner i vanns metallinnhold forårsaket av atmosfærisk forurensning (kfr. Steinnes et al., 1989) kan det ventes særlig varierende diffust bakgrunnsnivå for bly og sink.

Tabell 19. Antatte høye bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller, arsen og fluorid i saltvannsfisk (etter Knutzen, 1987a med ref.), blåskjell (etter Knutzen, 1983 med ref.) vanlig strandsnegl (etter Knutzen, 1986a med ref.) og tang (kfr. Knutzen, 1985 med ref.), mg/kg friskvekt (fisk og blåskjell) eller mg/kg tørrvekt (snegl og tang). I flere tilfeller justert ned jevnført med de angitt kilder. Se tekst og fotnoter. Særlig usikre verdier markert med ?

Stoffer	Torsk ¹⁾		Skrubbe ¹⁾		Blå- skjell ¹⁾	Strand- snegl ¹⁾	Blære- tang ¹⁾	Grise- tang ¹⁾
	Filet	Lever	Filet	Lever				
	mg/kg friskvekt					mg/kg tørrvekt		
Arsen	5	10	10?	-	3 ⁴⁾	30 ⁸⁾	50 ⁸⁾	50
Bly	0.01 ²⁾	0.1?	0.01 ²⁾	0.1?	0.5 ⁷⁾	10	3 ⁹⁾	3 ⁹⁾
Fluorid ³⁾	3	5?	-	-	2?	-	15 ⁴⁾	15 ⁴⁾
Jern	5	30?	10?	-	50 ⁸⁾	1000?	300 ⁸⁾	300 ⁸⁾
Kadmium	0.02	0.5?	0.02	0.2?	0.3 ⁷⁾	5 ⁸⁾	1.5 ⁹⁾	1.5 ⁹⁾
Kobber	0.5	10	1?	25?	2?	150	10 ⁹⁾	10 ⁹⁾
Kobolt	0.01?	0.01?	0.01?	-	0.5?	5	2 ⁹⁾	2 ⁹⁾
Krom	0.1?	0.5?	0.3?	-	0.5?	3	2 ⁹⁾	2 ⁹⁾
Kvikksølv	0.1	0.1?	0.1	0.2?	0.03 ⁷⁾	0.5 ⁸⁾	0.05 ⁹⁾	0.05 ⁹⁾
Mangan	0.5?	2?	0.4?	-	5 ⁸⁾	-	300?	50?
Molybden ²⁾	0.1?	0.5	0.1?	-	-	-	1?	2?
Nikkel	0.2?	0.5 ⁴⁾	0.4	-	1	10	10 ⁹⁾	10 ⁹⁾
Selen ⁴⁾	0.5?	3?	0.5 ⁴⁾	-	1	-	0.2?	0.1?
Sink	5 ⁵⁾	20 ⁵⁾	10 ⁶⁾	40?	30 ⁸⁾	150	200 ⁹⁾	200 ⁹⁾
Sølv ⁴⁾	-	-	-	-	0.05?	3?	0.5 ⁹⁾	0.5 ⁹⁾
Tinn ⁴⁾	1?	0.5?	-	-	-	-	1? ⁹⁾	1? ⁹⁾
Titan ⁴⁾	-	-	-	-	-	-	5? ⁹⁾	5? ⁹⁾
Vanadium ⁴⁾	-	-	-	-	-	-	2?	2? ⁹⁾

- 1) I rekkefølge Gadus morhua, Platichthys flesus, Mytilus edulis, Littorina littorea, Fucus vesiculosus og Ascophyllum nodosum.
- 2) Ofte angitt høyere verdier, men sannsynligvis upålitelige data grunnet analysetekniske vanskeligheter. Muligens noe høyere i lever enn filet.
- 3) Fra Knutzen (1987d). Få data.
- 4) Meget få data.
- 5) I noen få tilfeller høyere (opp til 9 mg/kg i filet) og 36 mg/kg i lever.

- 6) I få tilfeller opp til ca. 20 mg/kg.
- 7) Justert noe ned i forhold til Knutzen (1983) - i henhold til data fra bl.a. Julshamm (1981, 1982), Gault et al. (1983) og Ólafsson (1986).
- 8) I enkelte tilfeller høyere.
- 9) Justert noe ned i forhold til angivelser i Knutzen (1985).

Tabell 20. Antatte høye "bakgrunnsnivåer" for organiske miljøgifter i laksefisk og utvalgte arter av marin fisk (kfr. Knutzen, 1987c, 1989a med ref.), blåskjell (kfr. Knutzen og Kirkerud, 1984 med ref. ¹⁾), µg/kg friskvekt. Se tekst og fotnoter. Usikre verdier merket med ?

Stoffer (Alfabetisk)	Laksefisk ²⁾ Filet	Torsk (Gadus morhua)		Skrubbe (Platich- lys flesus) Filet	Sild (Clupea haren- gus) Filet	Blå- skjell
		Filet	Lever			
B(a)P ³⁾	-	<0.5?	-	<1?	-	1?
ΣDDT ⁴⁾	20?	2	200?	3?	20	2?
HCB ⁵⁾	2?	0.2	20	0.3	2	0.2?
ΣHCH ⁶⁾	10?	1?	50?	2?	10	0.5?
PAH ⁷⁾	-	<20?	-	<20?	-	150
PCB ⁸⁾	50?	10	1000?	20	100?	10?
2,3,7,8-TCDD ekv. ⁹⁾	0.002?	0.0002?	0.05?	0.0003?	0.002 ¹⁰⁾	0.0003?

- 1) Trenger ajourføring. Foretatt aktuelle nedjusteringer i tabellen.
- 2) Laksefisk omfatter data for laks (*Salmo salar*), ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*). Slått sammen her pga. tilnærmet samme fettinnhold og akkumuleringsegenskaper.
- 3) Benzo(a)pyren - en av flere potensielle kreftfremkallende PAH (se ⁹⁾)).
- 4) Sum av DDT (Diklordifenyltrikloretan) med nedbrytningsprodukter.
- 5) Heksaklorbenzen.
- 6) Heksaklorsykloheksan, sum av lindan og andre isomere av HCH.
- 7) Sum av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner. Ofte registreres verdier 20 - 50 µg/kg i fisk langt fra punktkilder. Imidlertid er det muligens for høye deteksjonsgrenser ved standard analysemetoder (gjelder fisk).
- 8) Sum av PCB (polyklorerte bifenyler).
- 9) Ekvivalenter av den giftigste forbindelsen innen gruppen polyklorerte dibenzodioksiner og dibenzofuraner (PCDD/PCDF). Ekvivalentberegning etter nordisk modell (Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988). For antatte "bakgrunnsnivåer" se Knutzen og Oehme (1988, 1990, med ref. pluss upubl. materiale for blåskjell fra Ny Hellesund).
- 10) Biseth et al. Verdier fra Nordsjøen og kysten av Vestlandet og Nord-Norge.

Tabell 21. Antatte høye "bakgrunnsnivåer" av organiske miljøgifter i laksefisk og utvalgte arter av marin fisk, samt blåskjell, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Basert på tabell 20 etter omregning på grunnlag av ca. fettprosent. Usikre verdier er markert med ?. Se ellers tekst og fotnoter til tabell 20.

Stoffer	Laksefisk (Filet)	Torsk		Skrubbe (Filet)	Sild (Filet)	Blå- skjell
		Filet	Lever			
B(a)P	-	500?	-	200?	-	100?
Σ DDT	500?	1000?	500?	500?	500?	200?
HCB	50?	50?	50	50?	50?	50?
Σ HCH	200?	300?	100?	-	300?	50?
PAH	-	5000?	-	3000?	-	15000
PCB	2000?	3000?	3000?	2000?	2000?	1000?
2,3,7,8-TCDD ekv.	0.05?	0.05?	0.1?	0.05?	-	0.03?

Hvis man ønsker et sikrere grunnlag for å klassifisere vannkvalitet på basis av miljøgiftinnhold i organismer, trengs omfattende systematisk opplegg av den typen som benyttes ved den felles overvåking innen Oslo- og Pariskommisjonen (Joint Monitoring Programme - JMP), og med et nett av prøvestasjoner som til sammen er representative for ulik grad av diffus belastning. (JMP selv omfatter bare kvikksølv, kadmium og PCB som obligatoriske parametre, alle øvrige variable er frivillige).

Siden graden av diffus belastning vil være varierende, er det ikke mulig å operere med et generelt "bakgrunnsnivå". (Samme nivå kan ett sted bare være resultat av diffus belastning, ett annet sted skrive seg fra en punktkilde). For metaller i ferskvannsorganismer uten effektiv regulering av metallinnhold må berggrunnens sammensetning tas med i betraktning, for enkelte metaller også vannets humusinnhold og pH.

En rekke aktuelle klor- og bromorganiske forbindelser lar seg bare vanskelig analysere. Vi vet f.eks. at det sannsynligvis er betydelig forekomst av toxafen (klorerte kamfener eller terpener) bl.a. i fisk. Andre aktuelle grupper av forbindelser er chlordaner, polyklorerte parafiner/terfenyler/ naftalener, bromerte dioksiner og dibenzofuraner m.fl.

Enkelte samleparametre for klor- og bromorganiske forbindelser kan

teoretisk si noe om samlet belastning med potensielt farlige stoffer. Eksempler på slike samleparametre er:

- AOX (Adsorberbart organisk halogen)
- EOC1/Br (Ekstraherbart organisk bundet klor/brom)
- EPOC1/Br (Ekstraherbart persistent organisk bundet klor/brom).

Problemet med disse sumbetegnelsene er at de inkluderer en rekke ukjente stoffer med antagelig svært forskjellig økologisk skadepotensiale. Bortsett fra nær punktkilder er det f.eks. uvanlig å få identifisert mer enn 1 - 5% av EPOC1. Bakgrunnsnivåene av EPOC1, etc. i fisk og aktuelle indikatororganismer er det ikke data nok til å definere; heller ikke mulige kvantitative relasjoner mellom de forskjellige samleparametre.

I Sverige er det nylig lagt frem forslag til et forskningsprogram vedrørende organisk bundne klor- og bromforbindelser (Håkansson et al., 1990). Hovedmålet er å finne ut om og i hvilken grad de uidentifiserte fraksjonene av EPOC1, etc. fra forskjellige miljøer har giftvirkning, dernest søke å få de giftige fraksjonene/stoffene kjemisk karakterisert.

En hypotese fremsatt av Jerneløv (1989) er at lavmolekylære klororganiske stoffer som trenger inn i cellene inkorporeres i en høymolekylær fraksjon via fettsyresyntesen. Dette antas videre å skje i noe varierende grad, avhengig av naturforholdene; og beror m.a.o. ikke bare på belastning/forekomst av lavmolekylære klororganiske stoffer. At en betydelig del av organisk bundet klor er knyttet til organismenes fettstoffer, vitner bl.a. observasjonene til Watanabe et al. (1987) om.

Et annet forhold med økende aktualitet er formålstjeneligheten av å operere med et bakgrunnsnivå for sum PCB. Bortsett fra at det til dels brukes forskjellige fremgangsmåter for å bestemme summen, har det vist seg at et mindre utvalg av forbindelsene står for det vesentlige av giftigheten ("plane" eller "coplanare" PCB med 4 - 6 kloratomer, plasser i bestemt posisjoner på utgangsmolekylet, se f.eks. Parkinson og Safe, 1987). Dermed synes det mest riktig å konsentrere interessen om dels de giftigste forbindelsene, men også ta hensyn til hvilke som er mest vanlige i kommersielle blandinger eller persistente (Jones, 1988). Problemet med dette er at det må stilles større krav til analyseteknikken, og at kapasitet/kompetanse/økonomi kan bli begrensende.

Av ovenstående forstås at det delvis knytter seg mange forbehold og

betenkeligheter til de "bakgrunnsnivåer" for miljøgifter i organismer som man idag er i stand til å angi. For det første er underlagsmaterialet ufullstendig: Mange stoffer/stoffgrupper finnes det nesten ikke opplysninger om; andre er ikke engang identifisert. For det andre gjør regionale og naturbetingede variasjoner seg gjeldende i så sterk grad for mange av stoffene at man må definere en øvre grense for "bakgrunnsnivåene" som enten er misvisende høye eller urealistisk/upraktisk lave; alternativt bruke lokale bakgrunnsnivåer. Endelig opereres det delvis med analyseverdier for stoffgrupper (PCB, toxafen, o.a.) der det egentlig er behov for å få registrert forekomsten av de giftigste enkelt-forbindelsene).

Det bør understrekes at det som her betegnes "høyt bakgrunnsnivå" refererer seg til norske kystfarvann, og at bakgrunnsnivåene av en del klororganiske stoffer vil være betydelig høyere i f.eks. Østersjøen, sydlige Nordsjøen, deler av USA, etc.

9.2 Grenseverdier i mat

I notat av 18/8 1989 fra Statens Næringsmiddeltilsyn beskrives situasjonen mht. dette tema slik: "Norske grenseverdier for kontaminanter i fisk og fiskevarer finnes idag ikke. WHO fastsetter heller ikke grenseverdier for kontaminanter i enkeltmatvarer. Enkelte land har imidlertid satt egne nasjonale grenser for enkelte stoffer i noen matvarer/matvaregrupper".

Videre fremgår av notatet at forvaltningen på dette området er basert på internasjonale og nordiske grenseverdier for tolerabelt inntak gjennom det totale kostholdet (tolerabelt daglig/ukentlig inntak - TDI/TWI - angitt som mengde pr. kg. kroppsvekt). Når det gjelder pesticidrester, benyttes Codex Alimentarius grenseverdier, fastsatt av JECFA (WHO/FAOs felles komité for fremmedstoffer), som akseptabelt daglig inntak (ADI).

SNT opplyser ellers (brev av 22/2 1990 til NIVA) at det i nordisk regi arbeides med å komme frem til grenseverdier i form av konsentrasjonsangivelser.

Som en orientering gjengis i tabell 22 konsentrasjonsgrenser som benyttes i ulike land. Materialet er delvis samlet fra "grå litteratur", og arbeidsdokumenter fra JMG (Joint Monitoring Group innen Oslo- og Pariskommisjonen). Av den grunn er dokumentasjonen sannsynligvis delvis ufullstendig. Det kan imidlertid tilføyes at en liste over aksjonsnivåer for miljøgifter i fisk og skaldyr for USA bare viser høyere konsentrasjoner enn angitt i tabell 22 (FDA, 1987,

alternativt Federal Register Vol. 55, nr. 74 (1990), s. 14359 - 14363).

Fra TDI-, TWI-verdier, etc. kan man på basis av forbruk av fisk og skalldyr eventuelt regne seg til øvre grenser for akseptable konsentrasjoner. Problemet her er at fiskeforbruket varierer sterkt fra land til land. FDA i USA baserer seg f.eks. på et forbruk av 6.5 g fisk pr. person og dag (EPA, 1986b), mens det tilsvarende tall i Norge er 40 - 50 g (Statistisk Sentralbyrå, 1986, Statens ernæringsråd, 1988); i henhold til SFT (1980) 50 - 60 g). Dertil kommer hensynet til utsatte befolkningsgrupper, som kan spise adskillig mer fisk enn gjennomsnittet (eks. fra SFT (1980) på menn i kystkommunene med daglig forbruk på 175 g).

At nordmenn har et høyt fiskeforbruk sammenlignet med de fleste andre land er - ved siden av å få en enkel og oversiktlig sammenstilling - begrunnelsen for at det i tabell 22 primært er tatt med de strengeste krav (laveste konsentrasjoner) fra underlagsmaterialet. Det understrekes at dette ikke betyr noen tiltredelse av disse lave grenser. De relativt kompliserte beregninger og vurdering som må til, bl.a. basert på nyere medisinsk/toksikologisk erkjennelse og ønskelige/nødvendige sikkerhetsfaktorer, kan bare gjøres av helsemyndighetene (kfr. ovennevnte arbeid i nordisk regi). For eksempel på høyere grenseverdier henvises til tabellens fotnoter. En oversikt over grenseverdier i de nordiske land for ulike typer næringsmidler, finnes i en rapport fra det Permanente nordiske utvalg for næringsmiddelsspørsmål (PNUN, 1987).

FAO (1989) gir en oversikt over mikrobiologiske standarder og grenseverdier for ulike stoffer (pesticider, organiske mikroforurensninger, metaller, tilsetningsstoffer o.a.) som gjelder i viktige importland for fisk og fiskeprodukter. Ut fra de summariske oversiktene for hvert land er det delvis vanskelig å forstå de refererte standardenes gyldighetsområde. De mange ulike premisser, forutsetninger og begrensninger i forskjellige land umuliggjør derfor et rimelig kortfattet sammendrag. For en stor del ville dette også bli en gjentakelse av innholdet i tabell 22. Tabellen kan imidlertid suppleres med følgende av interesse for denne fremstilling (stoffene i alfabetisk rekkefølge):

DDT (DDD, DDE): 1 mg/kg, Nederland (noe uklart om gjelder fisk og fiskeprodukter).

Endrin: 0.3 mg/kg, Frankrike (ferskvannsfisk)
0.01 mg/kg, Tyskland (all fisk og fiskeprodukter).

Heptaklor: 0.01 mg/kg, Tyskland.

Kvikksølv: 0.4 mg/kg, Japan (alle fiskeprodukter, 0.3 mg/kg metylkvikksølv).

PCB, sum: 0.5 mg/kg, Japan (fisk og skaldyr, "distant waters").

PCB,
individuelle: 0.08 - 0.1 mg/kg, Tyskland (marin fisk og skaldyr, PCB nr. 28/52/101/138/153/180).

Triklorfen- -
oksyeddik-syre: 0.05 mg/kg, Nederland.

Triklorfenoler: 0.02 mg/kg, Nederland.

Tetraklorfenoler: 0.05 mg/kg, Nederland.

Tabell 22. Utvalgte (laveste) grenseverdier for innhold av diverse miljøgifter i spiselige akvatiske organismer, mg/kg friskvekt. ? markerer usikkerhet mht. om grensen også gjelder skalldyr. Se fotnoter for fullstendige referanser og eksempler på ytterligere grenseverdier. Se også tabell 5, kolonne B.

STOFFER (alfabetisk)	FISK		SKALL- DYR	REF./KOMMENTARER
	Filet ¹⁾	Lever		
Aldrin + dieldrin	0.1	-	0.1?	JMG 1990b ⁷⁾
Arsen	4	-	4?	JMG 1990b ⁸⁾
Bly	0.5	2	0.5 (2)	JMG 1990a, JMG 1990b ⁹⁾
Chlordan	0.01	-	0.01?	JMG 1990b ¹⁰⁾
ΣDDT ²⁾	2	5	2	JMG 1990a.
Dieldrin				Se aldrin.
Endrin	0.01	-	0.01?	JMG 1990b (Danmark)
Fluorid	150	-	150?	JMG 1990b (Canada)
HCB ³⁾	<0.05/ 0.2		<0.05/0.2	JMG 1990a ¹¹⁾
ΣHCH ⁴⁾	0.2	-	0.2	JMG 1990a (Sverige)
α + β HCH	<0.05	-	<0.05	JMG 1990a ¹²⁾
γ HCH	<0.2	-	<0.2	JMG 1990a ¹²⁾
Heptaklor ¹³⁾	0.02	-	0.02	JMG 1990b ¹³⁾
Kadmium	0.05	0.5	0.3/0.5	JMG 1990a, b, c ¹⁴⁾
Kvikksølv	0.3-1	-	0.3-1	JMG 1990a, b ¹⁵⁾
Lindan				Se γ HCH.
PCB, sum	1	5	1?/2	JMG 1990a, c ¹⁶⁾ ¹⁷⁾
PCB, enkeltforb.	0.1-0.6	-	-	JMG 1990c ¹⁷⁾
Sink	50	-	-	JMG 1990 ¹⁸⁾
TCDD ekv. ⁵⁾	0.00002	-	0.00002?	¹⁹⁾
Tinn	50	-	-	JMG 1990a ²¹⁾
Toxafen ⁶⁾	0.04	-	0.04?	JMG 1990b ²⁰⁾

- 1) Ofte sondres mellom filet og lever, delvis også mellom mager og fet fisk pga. persistente klororganiske forbindelsers affinitet til fett.
- 2) DDT med nedbrytningsprodukter (DDD og DDE). Grenser i fisk fra Danmark og Vest-Tyskland, i skalldyr fra Vest-Tyskland (JMG, 1990a, se note ⁹⁾).
- 3) Heksaklorbenzen.
- 4) Sum av isomere av heksaklorsykloheksan (Lindan o.a.)
- 5) Ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD, dvs. veiet sum av giftige polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner. (OBS! Ulike

- modeller for ekvivalentberegning).
- 6) Sum av polyklorerte kamfener (terpener, camphechlor).
 - 7) JMG 15/8 Info 18-E. Arb.dok. fra Joint Monitoring Group (Oslo-Paris kommisjonen), møte i Lisboa 23-26/1 1990, med referanse til ICES-dokument (Working Group on Environmental Assessment and Monitoring Strategies). Sitert grenseverdier fra Finland-/Sverige. Nederlandsk forslag om 0.05 mg/kg. USA: 0.3 mg/kg.
 - 8) Grenseverdi fra Polen, 5 mg/kg i Storbritannia. Ref.: Se ⁷⁾.
 - 9) JMG 1990a: JMG 15/3/12-E. Arb.dok. fra Joint Monitoring Group, kfr. ⁷⁾. Sitert grenseverdier fra Vest-Tyskland og Nederland, levergrense fra Sverige. Danmark "aksjonsgrense" på 0.3 mg/kg.
 - 10) Se ⁷⁾. Sum chlordaner, Sitert grenseverdi fra Vest-Tyskland, 0.02 mg/kg foreslått i Nederland. Grense i USA: 0.3 mg/kg (FDA, 1987), i Finland 0.1 (JMG 1990c, arb.dok. JMG 15/Info 12-E fra møte i Lisboa 23-26/1-90).
 - 11) Laveste verdi avledet fra vest-tysk grense for eksempel med 10% fettinnhold (synkende til 0.01 mg/kg for varer med lavere fettinnhold enn 2%). 0.2 mg/kg er grense i Sverige.
 - 12) Grense fra Vest-Tyskland. Definert som for HCB, dvs. med eksempel beregnet her ut fra 10% fettinnhold. Forslag om 0.05 mg/kg for hver isomer i Nederland (JMG, 1990b). Grense i Finland: 0.1 mg/kg (JMG 1990c, se ¹⁰⁾).
 - 13) Sum av heptaklor og heptakloreposid. Sitert nederlandsk forslag. I USA 0.3 mg/kg for hver eller som sum (FDA, 1987)
 - 14) JMG,1990c: JMG 15/Info 12-E, arb.dok. fra møte i Lisboa 23-26/1-90, finsk bidrag. For fiskefilet sitert nederlandsk forslag/dansk "aksjonsgrense". Grenseverdier i fiskefilet i andre land: 0.1 - 0.35 mg/kg. Under skalldyr sitert finsk grense (og nederlandsk forslag) for krepsdyr (0.3 mg/kg) og ellers dansk/finsk grenseverdi.
 - 15) I flere land artsavhengig. Vanligvis 0.5 - 1 mg/kg. 0.3 mg/kg er laveste danske grenseverdier og EF-direktiv (se ⁸⁾) til tab.4).
 - 16) For filet sitert nederlandsk forslag for sum av kongener nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; i Finland grense på 2 mg/kg for de samme kongenere. I andre land vanligvis 2 mg/kg for totalinnhold av alle PCB (1 mg/kg i Øst-Tyskland ifølge Luckas et al., 1980).
 - 17) JMG, 1990c - se 14. Grenseverdier for hver av de i ¹⁶⁾ nevnte kongener, lavest for nr. 52 (0.1 mg/kg) og 101/118/153 (0.2 mg/kg).
 - 18) Generell britisk grenseverdi, men høyere konsentrasjoner tillatt i matvarer med høyt naturlig innhold (eks, sild og skalldyr).
 - 19) Canada. FDA "action level" i USA 50 ng/kg ,(EPA, 1984, ikke nevnt i FDA, 1987). I en rekke andre land gitt som akseptabelt/tolerabelt ukentlig inntak pr. kg/kroppsvekt. I de nordiske land 0 - 35 pg/kg kroppsvekt pr. uke. For et menneske

på 70 kg tilsvarer dette ca. 2,5 ng/uke. Med et daglig fiskekonsum på 40 - 50 g (Norge) kan avledes en "øvre akseptabel" konsentrasjon på 7 ng TCDD ekv. pr. kg. Hvis hensyntagen til personer med høyt fiskeforbruk, må grensen senkes til ca. 2 ng/kg (gjennomsnitt).

- ²⁰⁾ Avledet fra vest-tysk grense på 0.4 mg/kg fett (i likhet med for HCB og HCH, se ¹¹⁾ og ¹²⁾). Grense i USA: 5 mg/kg (FEDA, 1987).
- ²¹⁾ Generell dansk aksjonsverdi, grenseverdi 150 mg/kg.

9.3 Økologisk begrunnede grenser for nivåer i organismer

9.3.1 Problemstilling

Økologiske skader som lar seg relatere til miljøgiftnivåer i organismer, er et i stor grad utforsket område. Frem for alt er det få resultater som er konkretiserbare i tall og gir utvetydige konklusjoner mht. årsak/virkning.

For å dekke temaet på en fyldestgjørende måte, kreves en egen litteraturgjennomgåelse. Omfanget av en slik gjennomgåelse er noe usikker fordi det er vanskelig å bedømme hvor dypt man må gå i årsak/virkning mekanismene for å trekke pålitelige og praktisk anvendelige konklusjoner. Om det er grunnlag for forvaltningsrettede konklusjoner i mer enn et fåtall tilfeller er i seg selv tvilsomt. Årsaken til dette dilemma har bl.a. sammenheng med at at problemkomplekset er todelt:

- I Hvilke miljøgiftnivåer i byttedyr representerer en fare for høyere trinn i næringskjedene?
- II Hvilke miljøgiftnivåer i de enkelte arter representerer fare for skade på bestandene av vedkommende art selv?

Spørsmål under kategori I er vel i prinippet enklest, - de kan i stor grad belyses eksperimentelt, selv om kombinerte eksponeringsveier av varierende forholdsmessig betydning kan gjøre det vanskelig å konstruere relevante forsøksbetingelser.

Kategori II må antas mer komplisert fordi det her enten bare kan opereres med sannsynlighetsbevis eller det kreves biokjemisk/fysiologisk innsikt i de trinnvise årsak/virkning mekanismene som den interne "eksponering" fra et miljøgiftlager inne i organismen representerer. Selv om slike mekanismer (f.eks. biokjemiske nedbrytningsveier) har mange felles trekk for de fleste dyr, er det også betydelige forskjeller mellom grupper og til og med mellom nær beslektede arter. Bakgrunnen for slike forskjeller er ofte utilstrekkelig forstått, men er sannsynliggjort gjennom den store variasjonen i ømfintlighet som man har dokumentert for en rekke stoffer.

Et annet spørsmål innen problemkategori II er hvilke mål for miljøgiftnivåer som det er mest relevant å knytte til risiko/skadevariable. Er f.eks. totalinnholdet og konsentrasjonen i muskelvev mindre relevant, mens konsentrasjonene i

lever/fordøyelseskjertler/nyre/hjernevev/kjønnsorganer/egg i varierende grad er viktigere, avhengig av type miljøgift og virkningsmåte?

Også valget mellom risiko/skadevariable er vanskelig. Fra de ressurskrevende undersøkelser av bestander via registreringer på individnivå (vekst, atferd, formering) til observasjoner av fysiologiske og biokjemiske stressreaksjoner, avtar relevans og overførbarhet av resultatene til naturen, mens på den annen side kontroll og oversikt over samspillende faktorer øker.

Miljøgifter i organismer vil være viktig som supplement til vannkvalitetskriterier og sedimentkriterier, særlig hvis det kan begrunnes en mistanke om at nåværende diffuse belastning representerer en økologisk fare, m.a.o. utgjør en regional snikforgiftning og truer visse utsatte arter i større havområder eller et betydelig antall ferskvannsforekomster. Slike konkrete mistanker er det forholdsvis få av: DDE/eggskallfortynnelse hos fugl, kvikksølv/fiskeetende fugl og rovfugl, PCB (dioksin?)/sel, mink, oter.

Avgiftningsmekanismer og forskjellig grad av evne til nøytralisering eller nedbrytning og utskillelse må tas med i betraktning ved eventuell bruk av miljøgiftnivåer i organismer som kvalitetskriterier. Særlig aktuelt synes dette i forbindelse med metallothioneiner, dvs. proteiner som binder metaller i en antatt uskyldig form, i hvert fall for vedkommende art selv. Her kan det i tilfelle bli nødvendig å sondre mellom aktive og nøytraliserte fraksjoner av totalt metallinnhold, eventuelt konsentrere seg om bestemte indikatororganer eller gå ned på cellenivå.

Forskjeller mht. å kunne regulere opptak av miljøgifter og/eller bryte dem ned med påfølgende utskillelse, vil antagelig også medføre at spørsmålet om sammenheng mellom organismenivåer og effekt gir mer mening for en del arter/grupper enn for andre, og dessuten at denne betraktningmåten ikke er like aktuelle for alle typer av miljøgifter. Bortsatt fra kvikksølv er det f.eks. lite som tyder på at metallnivåer i fisk vil være noe godt mål for skaderisiko (med et visst forbehold for kadmiom og bly i fiskelever). Heller ikke PAH i fisk synes særlig aktuelt pga. denne stoffgruppens raske nedbrytning i fisk. (Her må eventuelt hva som kan anses som betryggende eller risikabel belastning uttrykkes ved aktivitetsnivået av PAH-induserbare enzymer - kfr. f.eks. Goksøyr (1987, 1988) og konkrete eksempler på drøftelse av koblingen enzym-aktivitet/skade hos Johnson et al. (1988), Payne et al. (1988), Spies og Rice (1988) og Spies et al. (1988)).

9.3.2 Eksempler på litteratur

I en tidlig vurdering av vannkvalitetskriterier fra NAS/NAE (1972), sitert etter Schmitt et al. (1981), antas følgende faregrenser for rovfisk, fiskeetende fugl og pattedyr mht. konsentrasjoner i næringsdyr:

- DDT og nedbrytningsprodukter 1 mg/kg friskvekt.
- PCB 0.5 mg/kg.
- Aldrin, dieldrin, endrin, HCH, heptaklorepoksid, chlordan og toxafen: 0.1 mg/kg.

Tilsvarende grenseverdier er imidlertid ikke tatt med i EPAs senere publikasjoner om vannkvalitetskriterier.

Dillon (1984) har gjennomgått publiserte arbeider frem til ca. 1982 nettopp med henblikk på holdepunkter for å bedømme økologiske konsekvenser av gitte nivåer i organismer av ulike stoffer. Av nærmere 2200 arbeider om subletale effekter hos fisk og virvelløse dyr, var det omkring 130 som også omfattet data om nivåer i organismer.

Dillon konkluderte imidlertid med at de funne "høyeste ikke-effekt nivåer" og "laveste effektnivåer" varierte så mye at det ikke var mulig å trekke bestemte konklusjoner ut fra observasjonsmaterialet, som også var meget fåtallig for nesten alle de stoffene som det fantes undersøkelser om.

Dillons utredning utgjør ikke desto mindre et egnet utgangspunkt for å eventuell oppfølging med henblikk på å ajourføre en slik sammenstilling av litteratur. (Dillon nevner forøvrig at det var få arbeider fra før midten/slutten av 1970-årene som bidro til å belyse problemkomplekset).

Westernhagen og medarbeidere har i flere studier belyst den mulige sammenheng mellom redusert klekkeprosent hos saltvannsfisk og konsentrasjonen av PCB og DDE eller DDT med nedbrytningsprodukter i ovariene. Hos skrubbe og sild fra Østersjøen fant henholdsvis Westernhagen et al. (1981) og Hansen et al. (1985) en statistisk sammenheng mellom lav klekkeprosent og konsentrasjoner av PCB/DDE i ovariene på omkring 120/20 µg/kg friskvekt. Ved et senere arbeid med hvitling fra sydlige Nordsjøen ble tilsvarende grenser anslått til ca. 200 µg/kg PCB, 20 µg/kg ΣDDT eller 10 µg/kg dieldrin (Westernhagen et al., 1989).

Etter en beregning av totalbelastning med flere klororganiske

forbindelser i henhold til ca. relativ giftighet overfor fisk, fant Westernhagen et al. (1989) at Σ DDT antagelig spilte større rolle for den statistiske sammenheng med redusert klekking enn PCB. Likeledes indikerte denne analysen at dieldrinforekomsten i ovariene kunne være av større betydning enn PCB.

En generelt lav klekkeprosent hos hvitting fra denne del av Nordsjøen (på det meste knapt over 50% levedyktige larver) kunne ikke forklares ved de observerte klororganiske stoffer og pekte på muligheten av at andre miljøgifter også bidro. (Undersøkelsene omfattet også registrering av α - og γ -HCH, HCB, heptaklor og heptakloreposid, aldrin, endrin, endosulfan og HCB; men ikke toxafen, chlordan, klorerte naftalener, dioksiner, etc.)

Westernhagen et al. (1989) registrerte også innholdet av ovennevnte stoffer i hvittingens lever. Midlere PCB-innhold lå på omkring 9 - 10 mg/kg fett, Σ DDT på 1.4 - 1.5 mg/kg fett og HCB på 0.075 mg/kg fett, hvilket tilsvarer et "høyt bakgrunnsnivå" i torsk (kfr. litteratursammenstilling i Knutzen, 1987d). Det dreier seg m.a.o. ikke om uvanlig høye konsentrasjoner for fisk i sydlige del av Nordsjøen eller Østersjøen. Siden klekkeprosenten hos hvitting var generelt lavere enn hos skrubbe og sild med tilsvarende ovariebelastning, antyder Westernhagen og medarbeidere at hvitting kan være blant de mer ømfintlige arter mht. reproduksjonsskader.

(Fra dette arbeidet kan man forøvrig merke seg den meget store variasjonen i leverens innhold av klororganiske miljøgifter, selv på fettbasis. Således varierte PCB og Σ DDT størrelsesordenen 40 - 50 ganger i et utvalg på 30 hunner, delvis enda mer i et lavere antall hanner).

I tilsvarende eksperimenter med torsk ble det ikke funnet PCB-innhold over 100 μ g/kg i ovariene og heller ingen signifikante utslag på antall levedyktige larver, skjønt Σ DDT synes å ha ligget tett opp til det som ble registrert hos hvitting (Westernhagen et al., 1987).

Paralleller til ovenstående observasjoner er gjort av Spies og Rice(1988) i en amerikansk flyndreart. Nedsatt formeringsevne ble her korrelert både med forhøyet enzymaktivitet for nedbrytning av fremmedstoffer og konsentrasjoner på 50 - 200 μ g/kg PCB i egg. Ved PCB-korrelasjonen viste det seg imidlertid viktig hvilke stadier i prosessen som ble effektbedømt. Den negative sammenheng med PCB-innhold inntraff i dette tilfellet bare etter målestokken "overlevelse fra befruktning til klekking", derimot ikke for parameteren "levedyktige larver" (som innbefatter alle stadier fra egglagging til

svømmende larver).

Dette viser at ulike prosesser kan ha forskjellig ømfintlighet for en gitt belastning. Forholdet illustrerer også betydningen av å velge observasjonsparametre som er relevante for bestandseffekter. I så måte må resultatene til von Westernhagen og medarbeidere (reduisert antall levedyktige larver) sies å være mer konsekvensrike enn utslaget på et enkelt mellomstadium i utviklingen.

Sammenheng mellom innhold av PCB/DDT og negative utslag på formering hos fisk behandles også av Cross og Hose (1988) og Black et al. (1988).

9.4 Fare for økologisk skade ved nåværende "bakgrunnsverdier" for klororganiske stoffer?

Hvis et system for klassifisering av vannkvalitet skal baseres på miljøgiftnivåer i organismer, er det viktig å ha kunnskap om terskelverdier for målbare bestandseffekter. Om man f.eks. tenker å bruke "øvre grense for bakgrunnsnivået i bare diffust belastede områder" (A) som en klassegrense; en kriterieverdi for vern som neste (B) og "terskelverdi for påviselig skade" som tredje klassegrense (C), må det i hvert fall være en godt belagt avstand mellom A og C.

Et av de første skritt i en slik klassifisering bør derfor være å vurdere om "bakgrunnsnivåene" i seg selv representerer en risiko. Atmosfærisk forurensning og skogskader er et eksempel på at subletale effekter kan være i svang over lang tid uten å avdekkes.

Problemet må dels angripes ved å undersøke om f.eks. fisk har "normal" utvikling, vekst, atferd og formering ved eksisterende diffus belastning, slik det er nevnt eksempler på i kap. 8.3.1, dels ved å studere akkumulering og effekter i utsatte og antatt ømfintlige ledd i næringskjeder.

Undersøkelsene til Westernhagen et al. (1981, 1989) og Hansen et al. (1985) omfattet også konsentrasjonene av klororganiske stoffer i lever. Men i bare ett av tilfellene ble det funnet statistisk sammenheng mellom konsentrasjonen av de antatt aktive stoffene i lever og ovarier (PCB på fettbasis, Westernhagen et al., 1981). I dette tilfellet var konsentrasjonen av PCB i leveren av 4 skrubber med redusert klekkeprosent i middel 0.5 mg/kg friskvekt. Sistnevnte tall er ikke mer enn det dobbelte av antatt øvre grense for diffuse bakgrunnsnivåer utenom sydlige Nordsjøen og Østersjøen (Knutzen, 1987c).

Tilsvarende beregning for sild undersøkt av Hansen et al. (1985) viste PCB verdier i fileten hos de 6 eksemplarene med redusert antall levende larver (av i alt 74) på 2 - 4 ganger et høyt bakgrunnsnivå i mindre belastede havområder.

I den undersøkte hvitting er ikke konsentrasjoner i den enkelte fisk angitt, men middelverdien av PCB i lever var ca. 10 mg/kg, heller ikke det mer enn omkring det dobbelte av konsentrasjoner som ikke sjelden er påtruffet langs Nord-Amerikanske og Nord-Europeiske kyster (Knutzen, 1987c, tabell A6).

Føring av fugl og pattedyr med kontaminert mat er gjort i et ikke ubetydelig antall studier. Systematiserte erfaringer fra slike undersøkelser skulle kunne lede til konklusjoner om risikable nivåer i næringsdyr. Såvidt vites er det imidlertid ennå ikke trukket ut og sammenstilt slike erfaringer fra de siste 10 - 20 års forskning. Oppgaven er funnet for omfattende for det foreliggende arbeidet og bør eventuelt være tema for en egen utredning.

I USA er det igang et arbeid for systematisk å få innpasset hensynet til amfibier, reptiler, fugl og fisk ved fastsettelsen av vannkvalitetskriterier. Dette er tenkt ved å ha en prosedyre for å komme frem til en "Final Wildlife Value"; som så i tillegg til "Final Chronic Value", "Final Plant Value", "Final Residue Value" og "Biologically Important Value" (kfr. kap. 5.1), skulle være utgangspunkt for å fastsette kriteriet for vern mot kroniske effekter (EPA, 1989).

I tabell 23 er det som en illustrasjon gjort en sammenligning av "høye bakgrunnsnivåer" av klororganiske forbindelser med to forslag til risikogrenser/kriterier for innhold av disse stoffer i byttedyr. Det minnes igjen om at det som betegnes "høye bakgrunnsnivåer" ikke sjelden har vært overskredet i fisk fra f.eks. Østersjøen, sydlige Nordsjøen eller utsatte ferskvannslokaliteter (Knutzen, 1987c). De er likevel høye i relasjon til det som kan betraktes som representativt for hovedandelen av fisk fra mer åpne farvann (og langs mesteparten av Norges kyst).

Av tabellen ses at "bakgrunnsverdiene" i hvert fall hver for seg stort sett kan synes betryggende sammenlignet med de antatte risikogrenser (NAS/NAE, 1972) eller kriterieforslag til vern av fiskeetende fugl og pattedyr (Newell et al., 1987). Noe annerledes er det hvis man antar en enkel additiv effekt: bakgrunnsnivåene i torskefilet summerer seg til nærmere 50% av risikogrensene. Med sild og laks som næringsgrunnlag synes situasjonen mer kritisk. For PCB, TCDD-

ekvivalenter og toxafen overlapper bakgrunnsnivåer og kriteriekonsentrasjoner, og prosentsummen viser en markert overskridelse av det som kan betegnes som betryggende. Selv om muligens risikogrensen for toxafen kan være satt lavt, må det i tillegg tas i betraktning forekomsten av andre klor- og bromorganiske stoffer, dessuten muligheten for at samlet effekt ikke er enkelt additiv, men innbyrdes forsterkende (synergistisk). Forøvrig er det eksempler på at toxafen kan opptre i bemerkelsesverdig høyere konsentrasjoner enn PCB i bl.a. fiskeprodukter (Müller et al., 1988); se også Becker et al. (1989).

Tabell 23. Jevnføring av forslag om risikogrenser for utvalgte klororganiske forbindelser i næringsdyr med antatt "høye bakgrunnsnivåer" i filet av fisk (tabell 20 eller Knutzen, 1987⁵). Særlig usikre anslag for bakgrunnsnivåer er markert med ?. A: Risikogrenser etter NAS/NAE (1972), sikkert etter Schmitt et al. (1981). B: Laveste konsentrasjoner foreslått som kriterieverdier av Newell et al. (1987). Konsentrasjoner i µg/kg friskvekt.

STOFFER	FORSLAG GRENSEVERDIER		HØYE BAKGRUNNSVERDIER			
	A	B	µg/kg		Ca. % av laveste A/B	
			torsk	sild/laks	torsk	sild/laks
Aldrin	100	22	-	-	-	-
Chlordan	100	370	<1? ⁵)	5/5 ⁷)	<1?	5/5
ΣDDT ¹⁾	1000	200	2	20/20	1	10/10
Dieldrin	100	100	1?	5/1?	1?	5/1?
Endrin	100	25	-	-	-	-
HCB	-	200	0.2	2/2?	0.1	1/1?
HCH	100	100	1	10/10?	1	10/10?
Heptaklor	100 ²⁾	200 ²⁾	-	3/3?	-	3/3?
OCS ³⁾	-	20	0.05? ⁶⁾	0.5/0.5? ⁶⁾	0.3?	2/2?
PCB	500	110	20	100/50	20	90/40
TCDD ekc. ⁴⁾	-	0.0023	0.0002?	-/0.002?	10?	-/100
Toxafen	100	-	10? ⁵⁾	100/100 ⁷⁾	10?	100/100

- 1) I Newell et al., DDT, DDD, DDE individuelt? Forslag innen EF om 0.1 mg/kg. (Se note 4) til tabell 4).
- 2) A gjelder heptakloreposid. I B samme grense for heptaklor som for heptakloreposid.
- 3) Oktaklorstyren.
- 4) "Dioxin" i Newell et al.
- 5) Meget usikker verdi, utledet av leverdata.
- 6) Meget usikker verdi, estimert ut fra vanlig forhold mellom HCB og OCS.
- 7) Utledet fra Andersson et al. (1988) - observasjoner fra bl.a. den svenske vestkysten og Nord-Sverige.

Av tabell 23 synes det som mer enn tilstrekkelig begrunnet å begrense alle tilførsler av persistente klororganiske stoffer til omgivelsene så godt som råd er. Den hypotetiske mulighet at ukjente forbindelser innen gruppen EOC1 er fettsyrelignende stoffer med innebygget klor fra lavmolekylære forbindelser i omgivelsene, og som kan gjøre skade på fiskeetende dyr etter nedbrytning i disses stoffskifte (Jerneløv, 1989), gjør i tilfellet at også utslipp av lavmolekylære klororganiske forbindelser (fenoler, etc.) må ses i et regionalt perspektiv og betraktes med skepsis.

Med en såvidt tung indisiebyrde, kan man spørre seg om det har noen særlig hensikt å fortsette en del typer av studier som angår effekten av bl.a. klororganiske stoffer. Hvis den praktiske konklusjon allerede er at spredning av slike stoffer bør unngås, virker det unødvendig med en strøm av studier som gir lite annet enn nye indikasjoner i samme retning. Særlig synes den store virksomheten innen feltene fysiologiske og biokjemiske stressreaksjoner å være lite givende så lenge resultatene ikke lar seg oversette til sannsynlige negative konsekvenser på bestandsnivå.

For den praktiske ressursforvaltning, bl.a. de sidene som benytter vannkvalitetskriterier og klassifiseringssystemer som forvaltningsredskap, er det viktig at forskningen i større grad får belyst hvilke forurensningsnivåer som representerer risiko for skade på populasjoner, samfunn og økosystemer. Bare hvis fysiologiske og biokjemiske stressreaksjoner lar seg koble til virkninger på høyere organisasjonsnivå, er de egentlig interessante (Payne et al., 1989).

9.5 Svensk klassifiseringssystem etter innhold av metaller i ferskvannsansorganismer

I tillegg til systemene med tilstandsklasser og påvirkningsgrader basert på innhold av metaller i vann og sedimenter, har Lithner (1989) med forslag til klassifiseringssystem for metaller i elvemose (*Fontinalis* spp.) (tabell 24) og for kvikksølv i gjedde normalisert til størrelsen 1 kg.

For elvemose er det med forbehold for visse metaller, og dessuten for pH under 6, belegg for å anta tilnærmet lineær sammenheng mellom metaller i vann og mose (Lithner, 1989). Forbeholdene gjelder krom, kvikksølv og særlig metylkvikksølv, bly og arsen.

De to sistnevnte angir Lithner å kunne reagere mer enn proporsjonalt på en økning i vannet og dertil være styrt av mosens jerninnhold (derfor ønskelig med ledsagende observasjoner av jern for tolkning av

Pb- og As-konsentrasjon i mose). I intervallet pH 5 - 6 er det eksempler på at konsentrasjonsfaktorene for sink, kadmium og nikkel var vesentlig lavere enn ved pH 6 - 7 (Lithner, 1989).

I likhet med for vann, står de ulike tilstandsklassene (Tk1 - Tk5) i tabell 24 for i rekkefølge: meget lave, lave, moderat høye, høye og meget høye konsentrasjoner.

Tabell 24. "Provisorisk bakgrunnsnivå" og tilstandsklasser for vannkvalitet basert på metallinnhold i elvemose (*Fontinalis* spp.) etter Lithner (1989). Konsentrasjoner i mg/kg tørrvekt. Se forøvrig kommentarer i tekst.

Tilstandsklasser Metaller	Tk1	Tk2	Tk3	Tk4	Tk5	Prov. bakgr.
Arsen	≤1	1-5	5-25	25-100	> 100	2
Bly	≤2	2-10	10-25	25-100	> 100	3
Kadmium	≤0.2	0.2-0.7	0.7-2.0	2-5	> 5	0.5
Kobber	≤5	5-10	10-40	40-100	> 100	10
Krom	≤1	1-5	5-20	20-100	> 100	2
Kvikksølv	≤0.03	0.03-0.1	0.1-0.2	0.2-0.5	> 0.5	0.05
Nikkel	≤2	2-10	10-40	40-200	> 200	3
Sink	≤50	50-150	150-400	400-1000	>1000	100

På grunnlag av de provisoriske bakgrunnsnivåer Lithner (1989) opererer med og observerte konsentrasjoner, kan det som for vann beregnes påvirkningsgrader gitt ved kontamineringsfaktorens størrelse (se kap. 6.1).

For tilstandsklassifisering etter kvikksølv i filet av 1-kilos gjedde, er det svenske forslaget (Lithner, 1989) følgende:

Tk1	≤ 0.25 mg/kg friskvekt
Tk2	0.25 - 0.50 mg/kg friskvekt
Tk3	0.50 - 0.75 " " "
Tk4	0.75 - 1.0 " " "
Tk5	> 1.0 " " "

9.6 Utkast til norske klassifiseringssystemer basert på innhold av miljøgifter i organismer.

9.6.1 Limnisk miljø

Et tilnærmet fyldestgjørende observasjonsmateriale fra såvel uberørte som moderat til eventuelt sterkt påvirkede lokaliteter foreligger bare for metaller i elvemose og kvikksølv i fisk, men sistnevnte observasjoner må først sammenstilles og underkastes en nærmere bedømmelse før det kan benyttes til en klassifisering i vannkvalitetsklasser. (For så vidt kan man nøye seg med å adoptere det svenske systemet gjengitt i foregående kapittel, men bør suppleres med et system basert på ørret eller laksefisk generelt, muligens også abbor. I hvert fall noe av grunnlaget for dette vil komme fra en omfattende undersøkelse av kvikksølv i fisk som er under rapportering, kfr. Rognerud og Fjeld (1990)).

Om nivåene av klororganiske stoffer i organismer, henvises til det som er angitt for laksefisk i tabellene 20 - 21 (høye bakgrunnsnivåer) og 31 (mulig klassifiseringssystem).

Også for vannmose kunne det være ønskelig med en utvidelse av underlagsmateriale, dels ved observasjoner av flere metaller, dels ved ytterligere studier av variasjonene i bakgrunnsnivåer for det enkelte element. For dette må bakgrunnsnivåets avhengighet av berggrunn, vannets surhet, humus- og jerninnhold studeres, dessuten utslag av varierende atmosfærisk belastning. For en pålitelig klasseinndeling trengs også mer informasjon om det totale variasjonsområdet, i hvert fall for alle elementer der det forekommer betydelige punktkilder. Muligens kan elvemose (og eventuelt andre moseslekter) også egne seg som indikatorer på fluorid (L. Lingsten, pers. medd.) og organiske mikroforurensninger (Lingsten, 1985).

Utkastet til klassifiseringssystem i tabell 25 er en tillempling av det svenske systemet (Lithner, 1989), med endring fra 5 til 4 klasser og med utgangspunkt i "antatte høye bakgrunnsverdier" fra tabell 18.

Tabell 25. Forslag til klassifisering av vannkvalitet basert på metallinnhold i elvemose (*Fontinalis* spp.). mg/kg tørrvekt Tillempet etter Lithner (1989).

Klasser Metaller	1	2	3	4
Arsen	< 2	2-10	10-50	> 50
Bly	< 3	3-10	10-50	> 50
Kadmium	< 1	1-3	3-5	> 5
Kobber	< 15	15-30	30-100	> 100
Krom	< 3	3-10	10-50	> 50
Kvikksølv	<0.05	0.05-0.2	0.2-0.5	> 0.5
Nikkel	< 5	5-20	20-75	> 75
Sink	<100	100-300	300-1000	> 1000

9.6.2 Marint miljø

I det følgende gis forslag til klassifisering av miljøkvalitet basert på metaller i:

- tang (tabell 26)
- blåskjell (tabell 27)
- strandsnegl (tabell 28).

PAH i:

- blåskjell (tabell 29)

og diverse persistente klororganiske forbindelser i:

- blåskjell (tabell 30) og
- fisk (tabell 31).

Det viktigste utgangspunkt for klassifiseringen er begrepet "høye bakgrunnsnivåer" (kap. 9.1, tabell 19 - 21). Med dette forstås den høyere del av konsentrasjonsintervallet som kan anses representativt for norske kystområder som bare er diffust belastet.

De "høye bakgrunnsnivåer" som benyttes i foreliggende rapport baserer seg som nevnt på tidligere litteraturgjennomgørelser og konklusjoner: Knutzen (1983, 1985, 1986a, 1987a, b, c, d, e, 1989a) og Knutzen og Kirkerud (1984). Flere av disse behøver ajourføring, ikke bare fordi nye data er kommet til, men også av den grunn at "bakgrunnsnivåene" av

særlig enkelte sterkt fokuserte stoffer (PCB, DDT, kvikksølv, m.fl.) må ventes å gå ned etter hvert som iverksatte tiltak får tid til å virke.

Hvorvidt slike ajourføringer bør gjøres, og eventuelt hvor ofte, er imidlertid også et spørsmål om hvilken grad av presisjon miljøvernmyndighetene (allmenhet og politikere) trenger eller er tjent med på kort og noe lenger sikt. Hvis det er en hovedhensikt med klassifiserings-systemene å gi hurtig informasjon i form av kart med fargesymboler i årsmeldinger fra Statens forurensningstilsyn og Stortingsmeldinger vedrørende miljøets tilstand og utvikling, synes det i hvert fall ønskelig med såvidt tilforlatelige systemer at man slipper å forandre dem etter kort tid (av hensyn til sammenlignbarhet fra år til annet, utviklings-tendens).

Når det ovenfor omtales "systemer" istedenfor bare ett system, har det sammenheng med at det er nødvendig å bruke flere indikatorarter hvis man ønsker å dekke flere brukerinteresser (fiske, rekreasjon, naturvern) og de mest aktuelle delmiljøer (overflatevann/strandsonen, frie vannmasser, bunnen på dypere vann). I flere tilfeller kan enkelte delmiljøer og brukerinteresser være mer utsatt enn andre, foruten at det for en betryggende forvaltning er nødvendig med såvidt mulig full oversikt.

Klassebetegnelsene 1 - 4 tilsvarer påvirkningsgradene

- liten/ubetydelig
- moderat
- markert
- stor.

Noen nærmere karakteristikk er ikke mulig å gi så lenge man vet såvidt lite om de konkrete konsekvenser som ledsager eller følger av den forurensningsbelastning som organismenivåene gjenspeiler.

For enkelte miljøgifter der det brukes grenseverdier for konsentrasjoner i mat (tabell 22), kunne man tenke seg å sette disse grenseverdiene lik øvre grense for klasse 2. Det anses imidlertid ikke aktuelt før eventuelt også Norge innfører noen form for slike grenser (kfr. kap. 9.2).

Øvre grense for kl. 3 kunne tenkes basert enten på nivåer man kjente til at innebar skade/risiko for økologiske effekter eller på bredden av intervallet for observerte konsentrasjoner. Terskelnivåer for økologisk skade er imidlertid for ufullstendig kjent (kap. 8.3) til å

kunne brukes. Variasjonsbredden i forekomst er for det første en nokså vilkårlig målestokk og gjør det dessuten nødvendig med mer utfyllende innsamling av datamateriale.

Som basis for klasseinndelingen i tabellene nedenfor er for enkelhets skyld isteden valgt:

- "Høyt bakgrunnsnivå" som øvre grense for kl. 1.
- 2 - 5 dobling av dette må - noe avhengig av stoff og indikator - anses som en "markert påvirkning" og benyttes følgelig som øvre grense for kl. 2.
- En 5 - 20 dobling må tilsvarende anses som sterk påvirkning og settes som øvre grense for kl. 3.

Den varierende størrelsen på klasseintervallene er dels basert på en bedømmelse av vedkommende stoffs farlighet. I denne forbindelse er det gjort en skjønsmessig bruk av grenseverdier ut fra helsemessige konsekvenser (kap. 9.2) og de tentative risikonivåer for økologisk skade omtalt i kap. 9.3. Ved fastsettelsen av øvre grense for klasse 3 er det dessuten utøvet et skjønn basert på artenes akkumuleringsegenskaper (god eller dårlig/manglende regulering av opptak, rask eller langsom utskillelse, etc.).

Tabell 26. Foreløpig forslag til klassifisering av marin miljøkvalitet basert på innhold av metaller, arsen og fluorid i blæretang (*Fucus vesiculosus*) og grisetang (*Ascophyllum nodosum*), mg/kg tørrvekt. Særlig grad av usikkerhet er markert med ?. Se ellers tekst og fotnoter.

Klasser Stoffer	1	2	3	4
Arsen	< 50	50-150	150-300	> 300
Bly	< 3	3-10	10-30	> 30
Fluorid	< 15	15-50	50-100	> 100
Jern	<300?	300-750	750-2000	>2000
Kadmium	< 1.5	1.5-5	5-20	> 20
Kobber	< 10	10-25	25-75	> 75
Kobolt	< 2	2-10	10-40	> 40
Krom	< 2?	2-10	10-30	> 30
Kvikksølv	< 0.05	0.05-0.15	0.15-0.50	> 0.50
Mangan	<50/200? ²⁾	50-150	150-500	> 500
Nikkel	< 10	10-50	50-100	> 100
Sink	<200 ¹⁾	200-500	500-1500	>1500
Sølv	< 0.5? ³⁾	0.5-1.5	1.5-3	> 3
Tinn	< 1? ³⁾	1-3	3-10	> 10
Titan	< 5?	5-30	30-100	> 100
Vanadium	< 2?	2-10	10-40	> 40

- 1) Ungt vev av grisetang inneholder ofte mindre enn 100 mg/kg.
- 2) Hhv. for grisetang og blæretang, mulig synkende "normalnivå" med økende saltholdighet for blæretangs vedkommende - aktuelt med lokalitetsspesifikk bedømmelse. Bare grisetang er grunnlag for den videre klasseinndeling for mangan.
- 3) Kfr. Kirkerud og Knutzen (1986).

Til tabell 26 kan tilføyes at de "høye bakgrunnsnivåer" grensen for kl. 1 bygger på, gjelder de øvre 10 - 15 cm hos blæretang og skuddspisser kuttet over 3. blære ovenfra hos grisetang. Det dreier seg følgelig om ca. 0 - 2 år gammelt vev. Om metallinnholdets eventuelle systematiske avhengighet av alder synes det foreløpig bare klart påvist for sink hos grisetang, der det yngste vevet ofte inneholder < 100 mg/kg tørrvekt. Om øvrige mulige variasjonsfaktorer (sesong, saltholdighet, voksenivå på stranden) henvises til referanser i Knutzen (1985).

"Høyt bakgrunnsnivå" er i en del tilfeller satt noe lavere enn i

konklusjonene fra denne litteratursammenstillingen, dels ut fra nyere observasjoner (f.eks. bly, kadmium og bly, kfr. rådata i Skei et al., 1989, Knutzen, 1986, 1989b og andre overvåkingsrapporter), dels for å samordne klassifiseringen ut fra de to arter, som for de omtalte elementene ikke synes å ha forskjeller av praktisk betydning i sine akkumuleringsegenskaper.

I tillegg til de egentlige potensielle miljøgifter blant metallene er det også tatt med en del andre, dels fordi det i Norge har vært enkelte store punktkilder (nå betydelig redusert eller opphørt).

I noen områder, særlig innerst i fjorder og ellers ved sterkt brakkvannspreg og overgjødning, kan det være at verken grisetang eller blæretang forekommer. I slike situasjoner kan isteden grønnalgeslekten Enteromorpha ("tarmgrønnske") brukes. Et grunnlag for klassifisering etter metallinnholdet i disse artene er fremskaffet ved omfattende studier i Storbritania (Say et al., 1986).

Tabell 27. Foreløpig forslag til klassifisering av miljøkvalitet i marine vannforekomster basert på innhold av metaller, arsen og fluorid i blåskjell (*Mytilus edulis*), mg/kg tørrvekt. Særlig usikkerhet forbundet med øvre grense for klasse 1 markert med ?. Se ellers tekst og fotnoter.

Klasser Stoffer	1	2	3	4
Arsen	< 10	10-30	30-100	> 100
Bly	< 5	5-20	20-50	> 50
Fluorid	< 15?	15-50	50-150	> 150
Jern	<250?	250-500	500-1500	> 1500
Kadmium	< 2 ¹⁾	2-5	5-20	> 20
Kobber ²⁾	< 10?	10-30	30-100	> 100
Kobolt	< 3 ¹⁾	3-10	10-50	> 50
Krom	< 3 ¹⁾	3-10	10-30	> 30
Kvikksølv	< 0.2 ¹⁾	0.2-0.5	0.5-2	> 2
Mangan	< 25?	25-100	100-250	> 250
Nikkel	< 5	5-25	25-75	> 75
Sink	<200	200-500	500-1500	> 1500
Sølv	< 0.3 ¹⁾	0.3-1	1-2	> 2
Tinn	< 1? ³⁾	1-3	3-10	> 10
Titan	< 5? ⁴⁾	5-25	25-100	> 100
Vanadium	2? ⁵⁾	2-10	10-30	> 30

1) Justert ned jevnført med Knutzen (1983), kfr. bl.a. Knutzen (1986b, 1989b).

2) Tvilsom indikator på kobber.

3) Kfr. Kirkerud og Knutzen (1986).

4) Avhengig av innhold av leirpartikler i vannet? Kfr. Knutzen (1986, 1989b, Knutzen et al., 1988).

5) Kfr. Knutzen, 1989 og Knutzen et al. (1986).

Av fotnotene til tabell 27 fremgår at det er funnet formålstjenelig å justere noe ned "høyt bakgrunnsnivå" jevnført med øvre grense for bakgrunnsintervallet fra litteraturgjennomgåelsen i Knutzen (1983). Foruten referanser i fotnotene kan henvises til bl.a. data fra Julshamn (1981, 1982), Gault et al. (1983) og Olafsson (1986).

Som en tredje metallindikator er tatt med stor strandsnegl, som har vid utbredelse forutsatt ikke for brakt vann (tabell 28). Observasjoner av høye konsentrasjoner er sparsomme fra Norge, dessuten har arten en viss evne til å regulere opptaket av enkelte metaller.

Det knytter seg derfor noe usikkerhet til om de øvre intervallgrensene er realistiske. Imidlertid regner Bryan et al. (1985) med at vanlig strandsnegl er velegnet eller brukbar som indikator på arsen, bly, kadmium, kvikksølv og sølv. I Kristiansandsfjorden er det i tillegg oppnådd tilforlidelige avstandsgradienter for kobber, kobolt og nikkel (Knutzen et al., 1986). Den nærstående arten Littorina saxatilis synes å ha noenlunde tilsvarende akkumuleringsegenskaper.

Tabell 28. Foreløpig forslag til klassifisering av miljøkvalitet i marine vannforekomster basert på innhold av metaller og arsen i vanlig strandsnegl (Littorina littorea), mg/kg tørrvekt. Særlig usikre øvre grenser for klasse 1 markert med ? Se forøvrig tekst og fotnoter.

Klasser Stoffer	1	2	3	4
Arsen	< 30?	30-75	75-300	> 300
Bly	< 10	10-25	25-75	> 75
Kadmium	< 5	5-15	15-30	> 30
Kobber	<150	150-300	300-750	> 750
Kobolt	< 5?	5-15	15-50	> 50
Krom	< 3	3-10	10-30	> 30
Kvikksølv	< 0.5? ¹⁾	0.5-2	2-5	> 5
Nikkel	10?	10-30	30-100	> 100
Sink	100	100-300	300-1000	>1000
Sølv	3? ¹⁾	3-10	10-20	> 20

¹⁾ Justert noe ned fra angivelse i Knutzen (1986a), kfr. Knutzen et al. (1986).

Bortsett fra kvikksølv i filet og enkelte metaller i lever, synes fisk generelt lite egnet som basis for klassifisering av miljøkvalitet mht. metallforurensning. Næringen er ofte viktigste opptaksvei, og ellers har fisk også evne til både å regulere opptaket og til utskillelse fra i hvert fall muskelvev, unntatt kvikksølv (se ref. hos Knutzen, 1987a). Fiskelevers mulige anvendelighet som indikator på bly og kadmium er bl.a. vist av Bengtsson og Larsson (1986). Imidlertid er det foreløpig for lite data å bygge på.

For kvikksølvs vedkommende er det veldokumentert at innholdet i fisk stiger med økende alder og størrelse. En mulig klassifisering av vannkvalitet må derfor som for gjeddes vedkommende (kap. 9.5) bygge på en normalisering etter vekt (eventuelt alder eller lengde). For mer

praktiske, beskrivende formål kan det imidlertid være tilstrekkelig med noen generelle grenser, som antydnet nedenfor (mg/kg friskvekt):

K1	1	< 0.1
K1	2	0.1 - 0.3
K1	3	0.3 - 0.5
K1	4	> 0.5

Dette er grenser som kan brukes for alle aktuelle indikatorarter av fisk i Norge (i marine områder særlig torsk og skrubbe eller rødspette og i ferskvann ørret, røye, abbor eller gjedde, avhengig av lokalitet og forekomst av de aktuelle arter).

I tabell 29 er det gitt et forslag om klassifisering på grunnlag av forekomst av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell. Begrunnelsen for å ha med spesielt en PAH-forbindelse i tabell 29 - benzo(a)pyren - er at denne er representant for gruppen av potensielt kreftfremkallende PAH.

Tabell 29. Foreløpig forslag til klassifisering av miljøkvalitet i marine vannforekomster basert på innhold av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og den potensielt kreftfremkallende forbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*), $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

Klasser Stoffer	1	2	3	4
Sum PAH	<150	150-500	500-3000	> 3000
B(a)P	< 1	1-10	10-50	> 50

Videre ses av tabellen at det innledningsvis nevnte prinsipp om å betrakte en 5 - 20 gangers økning som "sterk påvirkning" er fraveket for B(a)P's del, til tross for stoffets potensielt kreftfremkallende egenskaper. Dette skyldes blåskjellenes ekstreme evne til å akkumulere PAH. Mellom 100 og 1000 gangers økning mellom bare diffust belastede områder og smelteverksresipienter er vanlig, og det forekommer overkonsentrasjoner i størrelsesorden 10^4 . Samtidig er ikke PAH av de stoffer som får økende konsentrasjon med høyere trinn i næringskjeden - snarere markert omvendt, og da i motsetning til de for biosfæren vesentlig farligere stoffer av typen PCB, DDT og polyklorerte dibenzofuraner og dioksiner.

Intervall for klasse 2 - moderat påvirkning - kan synes vidt, men forholdet er at det ikke sjelden opptrer konsentrasjoner på opp mot 3 - 5 $\mu\text{gB(a)P/kg}$ friskvekt uten at det kan forklares ved punktkilder. På den annen side kan grensen for klasse 1 vanskelig settes høyere enn 1 $\mu\text{g/kg}$ av to grunner. Den ene er at det generelt ikke er ønskelig med potensielt kreftfremkallende stoffer i spiselige organismer. Den andre er at observasjoner fra kildefjerne områder med bruk av mer ømfintlige analysemetoder ikke usannsynlig kan komme til å vise at "bakgrunnsnivået" ofte ligger vesentlig under det som er ca. deteksjonsgrense for de hittil mest benyttede gasskromatografiske analyseteknikker.

I tabellen gjenspeiles også til en viss grad at benzo(a)pyren utgjør en varierende andel av sum PAH - oftest størrelsesordenen 1 - 5%, og gjerne høyest ved stor belastning.

I betraktning av at benzo(a)pyren bare er en av flere potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH), som tilsammen kan utgjøre 20 - 40% av totalen, ville det være mest formålstjenelig å operere med en klasseinndeling basert på KPAH (kfr. IARC, 1987). Imidlertid er det da først ønskelig med en systematisering av data for "bakgrunnsnivåer" av KPAH. For praktiske karakteristikk av forholdene i smelteverksresipienter er dette neppe nødvendig, idet benzo(a)pyren uten unntak har vist seg å være en komponent av KPAH. Ved tilfeller av oljeforurensning kan ovenstående klassifisering derimot være mindre anvendelig, både fordi PAH bare utgjør en mindre del av oljehydrokarboner og fordi det relative innholdet av KPAH er lavere.

Under enhver omstendighet er klassifisering etter blåskjells PAH-innhold både komplisert og belemret med betydelig usikkerhet. På grunn av mulig opptak og halveringstider for utskillelse på ofte ikke mer enn 1 - 2 uker (Knutzen, 1989a med ref.) vil blåskjells PAH-innhold kunne variere betydelig. Selv ved noenlunde jevn og sterk belastning er det påvist store sesongsvingninger (Rygg et al., 1987). Forholdet betinger at det stilles krav til en viss observasjonshyppighet for at klassegrensene skal kunne anses fullt operasjonelle.

Også o-skjell, strandsnegl og albusnegl er benyttet som PAH-indikatorer. Akkumuleringsegenskapene til disse artene er noe avvikende fra blåskjells, men ikke verre enn at klassifiseringen i tabell 27 kan anvendes; mest pålitelig for sum PAH. (Når det gjelder benzo(a)pyren og øvrige KPAH, er det indikasjoner på at o-skjell ofte akkumulerer disse til en større andel av sum PAH enn blåskjell;

strandsnegl derimot i forholdsmessig mindre. Imidlertid gjelder dette sporadiske observasjoner, og det er påkrevet med mer systematiske undersøkelser (forsøk) om man ønsker å vite noe mer bestemt).

Når det ikke er foreslått noen klassifisering basert på PAH i fisk, har det tre årsaker. For det første er det få studier av fisk langt fra punktkilder. Derneft akkumulerer fisk PAH i moderat grad, og data om bakgrunnsnivåer (kfr. sammenstilling i Knutzen, 1989a), kan være begrenset av deteksjonsgrensene for de analysemetoder som mest har vært brukt. I realiteten kan bakgrunns-filetkonsentrasjoner av benzo(a)pyren og de fleste individuelle PAH ligge under 0.1 µg/kg (Lindstrøm - Seppä et al., 1989), sammenlignet med henholdsvis 0.1 - 0.5 µg/kg og 20 - 50 µg/kg som antydes som resultat av en litteraturgjennomgåelse for data stort sett frembragt etter 1980 (Knutzen, 1989a). En eventuell klassifisering må derfor avvete grundigere studier med tilstrekkelig ømfintlige analysemetoder.

I tabell 30 vedrørende klororganiske stoffer i blåskjell, er "høyt bakgrunnsnivå" delvis justert betydelig ned jevnført med grenser angitt i Knutzen og Kirkerud (1984). Dette er hovedsakelig gjort på grunnlag av spredte observasjoner i de senere år innen Statlig program for forurensningsovervåking (Sunndalsfjorden, Fedafjorden, Saudafjorden, referansestasjoner for Kristiansands-området, Hardangerfjorden, Orkdalsfjorden). Det mangler fremdeles systematiske observasjoner på referanselokaliteter representative for ulike typer av vannmasser på norskekysten.

Tabell 30. Foreløpig forslag til klassifisering av marin miljøkvalitet basert på innhold av utvalgte persistente klororganiske forbindelser og stoffgrupper i blåskjell (*Mytilus edulis*), µg/kg friskvekt. Se tekst.

Klasser/ Stoffer	1	2	3	4
ΣDDT	< 2	2-5	5-20	> 20
HCB	< 0.2	0.2-1	1-5	> 5
ΣHCH	< 0.5	0.5-3	3-10	> 10
PCB	<10	10-30	30-100	>100
2378-TCDD ekv.	<0.0003?	0.0003-0.001	0.001-0.003?	>0.003?

Samtidig er det behov for å få en ajourført sammenstilling av litteraturdata som også omfatter andre land. Dels kan dette gi

informasjon om stoffgrupper som ikke er inkludert i tabell 30 (toxafen, chlordan, klorerte dioksiner og dibenzofuraner, etc.), dels vil det gi grunnlag for å sammenligne norske forhold med tilstanden i nærliggende havområder (Østersjøen, Kattegat, sydlige Nordsjøen, europeisk Atlanterhavskyst).

Tabell 31. Foreløpig forslag til klassifisering av marin miljøkvalitet basert på innhold av utvalgte persistente klororganiske forbindelser og stoffgrupper i fisk $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. Særlig usikre øvre grenser for klasse 1 markert med ?. Se ellers tekst og fotnoter.

Stoffer/ Arter/klasser		ΣDDT	HCB	ΣHCH	PCB	2378-TCDD ekv. ¹⁾	
TORSK (<u>Gadus morhua</u>)	1	< 2	<0.2	<1?	< 10	<0.0002	
	2	2-5	0.2-0.5	1-3	10-50	0.0002-0.0005	
	Filet	3	5-15	0.5-2	3-10	50-200	0.0005-0.002
		4	> 15	> 2	>10	> 200	> 0.002
Lever	1	< 200?	< 20	<50?	<1000?	<0.05	
	2	200-500	20-50	50-200	1000-3000	0.05-0.15	
	3	500-1500	50-200	200-500	3000-10000	0.15-0.3	
	4	>1500	> 200	> 500	> 10000	>0.3	
SKRUBBE (<u>Platichthys flesus</u> , filet)	1	< 3?	< 0.3	< 2?	< 20?	<0.0003?	
	2	3-5	0.3-1	2-5	20-50	0.0003-0.001	
	3	5-20	1-3	5-20	50-100	0.001-0.003	
	4	> 20	> 3	> 20	> 100	> 0.003	
SILD (<u>Clupea harengus</u> , filet)	1	< 20	< 2	< 10	< 100?	< 0.002	
	2	20-50	2-5	10-30	100-300	0.002-0.005	
	3	50-150	5-20	30-100	300-1000	0.005-0.015	
	4	> 150	> 20	> 100	> 1000	> 0.015	
LAKSEFISK Filet	1	< 20?	< 2?	< 10?	< 50	<0.002?	
	2	20-50	2-5	10-30	50-300	0.002-0.005	
	3	50-150	5-20	30-100	200-500	0.005-0.015	
	4	> 150	> 20	> 100	> 500	> 0.015	

¹⁾ Nordisk modell (Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988).

Også i tabell 31 er det foretatt visse nedjusteringer i forhold til Knutzen (1987c), men i forholdsmessig mindre grad enn i tabell 30. Bakgrunnen er bl.a. forskjellen mellom begrepene "øvre grense for bakgrunnsnivåer" og "antatt høye bakgrunnsnivåer". Dessuten har spredte nyere observasjoner innen Statlig program for forurensningsovervåking gitt noe bedre holdepunkter for å bedømme hva som er representativt for Norges fjorder og kyst. Endelig bør nevnes observasjoner gjengitt i Andersson et al. (1988), bl.a. fra den svenske vestkysten og nord-svenske innsjøer.

Det ses at i likhet med for blåskjell er klassifiseringsgrunnlaget flere steder usikkert, og at for flere viktige stoffer/stoffgrupper savnes et slikt grunnlag. Størst er forøvrig dette savnet mht. miljøgiftinnholdet i arter av ferskvannsfisk (der laksefisk er tatt med i tabell 31, dels for sammenlignbarhets skyld, dels pga. noen av de mest verdsette artenes hjemhørighet både i marine områder og ferskvann).

9.6.3 Klassifisering ved kombinasjon av belastninger

Samme organisme vil som regel inneholde flere typer av miljøgifter. Det må følgelig vurderes hvordan dette takles i forbindelse med klassifiseringen av de enkelte lokaliteter.

Lithner (1989) har for metaller i ferskvann, innsjøsediment og elvemose foreslått at det benyttes følgende formel for å utlede summerte påvirkningsgrader:

$$Kf^* = Kf_1 + 0.5 (Kf_2 - 1) + \dots - 0.5 (Kf_n - 1).$$

Her er Kf_1 den maksimale kontaminasjonsfaktoren blant alle elementene som opptrer i overkonsentrasjoner. Faktoren 0.5 foran de øvrige Kf representerer et kompromiss mellom en rent additiv betraktningssmåte (der faktoren ville ha vært 1) og det forhold at det bare i et mindre antall tilfeller er vist at blandinger av metaller med beslektet virkningsmekanisme gir negativ effekt når hver av dem opptrer i konsentrasjoner under terskelnivået for kroniske virkninger.

Fordi slike additive effekter ved lave konsentrasjoner i vann mest sannsynlig skjer ved blanding av stoffer med samme virkningsmekanisme, og ikke når virkemåten er forskjellig, foreslår Lithner (1989) at intervallene fra de to lavere påvirkningsgradene (Pg , kfr . kap. 6.1) utvides i forhold til ved påvirkning med bare ett element, slik:

Pg 0: $Kf^* < 2.0$ (mot < 1.5) og
Pg 1: $Kf^* = 2.0 - 5.0$ (mot $1.5 - 3.0$).

Derimot beholdes grensen mellom Pg 3 og Pg 4 til $Kf^* > 10$, i samsvar med at samvirke mellom metallene blir mer sannsynlig uansett fysiologisk giftighetsmekanisme når konsentrasjonene blir vesentlig høyere enn bakgrunnsnivåene. Som eksempel kan nevnes at Spehar og Fiantt (1986) observerte nær 100% dødelighet hos regnbueørret og en krepsdyrart ved samtidig eksponering for metallene kadmium, krom, kobber, bly og kvikksølv, samt arsen i konsentrasjoner tilsvarende EPA-kriterier for vern mot akutt giftighet. Se forøvrig Lithner (1989).

Forholdet er mer komplisert hvis man skal lage et klassifiserings-system for påvirkningsgrader som tar i betraktning alle typer av miljøgifter. For det første finnes ikke naturlige bakgrunnsnivåer av PCB o.l., og de "diffuse bakgrunnsnivåene" varierer som nevnt betydelig regionalt, uten at denne variasjonen (annet enn i ekstreme tilfeller, som f.eks. i Østersjøen) er dokumentert å bevirke skade. For slike stoffer blir det således vanskeligere å fastsette et betryggende utgangsnivå for klassifiseringen av påvirkningsgrader.

Spørsmålet om hvordan man i et klassifiseringssystem for kombinerte belastninger skal kunne forene en klar verneorientering med praktisk rimelige graderinger må eventuelt gjøres til gjenstand for en egen utredning - basert bl.a. på å teste utfallet når alternative systemer og beregningsmåter anvendes på et utvalg av godt beskrevne forurensningstilfeller.

10. AVSLUTTENDE KOMMENTARER OG MULIG VIDERE ARBEID

Fordelene ved klassifiseringssystemer av den type som er gjengitt i kap. 6 - 9 er at man får faste skalaer for bedømmelse av miljøkvalitet, mindre spillerom for individuelle/ institusjonelle/"politiske" skjønn og dermed tilnærmet likeartet beskrivelse fra de viktigste deltagere og interessenter i forvaltning og overvåking. Systemene gir også anledning til hurtig og lettfattelig formidling av hovedbudskap (tall, farger).

Imidlertid er det også betydelige svakheter, som kort behandles i det følgende.

Informasjonen er overflatisk og kan bli misvisende. Klassegrensene er kunstgrep og bygget på premisser og skjønn som forsvinner når bare konklusjonene skal formidles. Dette har bl.a. sammenheng med den alvorligste innvending mot systemene: Foreløpig har det ikke vært mulig å knytte klassegrensene til økologiske effekter eller konsekvenser for ressursbruk. (Unntatt er selvfølgelig klassifiseringens ytterpunkter. Øvre grense for kl. 1 er betryggende så langt vår erkjennelse rekker, mens 5 - 10 (20) ganger dette nivået (kl. 4) under enhver omstendighet forstås å være betenkelig og delvis impliserer dokumenterte eller sannsynliggjorte skader).

Informasjonen kan også bli misvisende ved at det ikke tas hensyn til naturbetingede variasjoner. Et opplagt tilfelle av dette gjelder metaller i vann (og organismer uten regulering av metalloptaket). En ferskvannslokalitet med naturlig lavt metallinnhold kan f.eks. få dette øket med kanskje så mye som 5 ganger før det kommer til uttrykk ved klassifiseringen. (Om andre forhold ved naturlig vannkvalitet som taler for lokalitetsspesifikke vannkvalitetskriterier henvises til kap. 6.1 og Lithner (1989). Også i saltvann (grad av brakvannspåvirkning o.a.) og for sedimenter (kornfordeling, organisk innhold, pH, oksygen) kan pekes på tilsvarende vanskeligheter. Sesongvariasjoner i miljøgiftinnhold er ofte påvist og bør tas hensyn til, likeledes ferskvannsforekomstets produktivitet. Sistnevnte faktor kan f.eks. ha den noe paradoksale konsekvens at overgjødslende lokaliteter får bedre klasse mht. organismers miljøgiftinnhold enn tilsvarende belastede, men næringsfattige lokaliteter.

I visse tilfeller kan klassegrensene gi villedende eller mangelfulle opplysninger om utvikling over tid. En nærmest ubetydelig bedring kan f.eks. medføre overgang til en bedre klasse, mens en sterk forverring innen f.eks. klasse 3 ikke vil syns ved informasjon begrenset til fargelagte kart. En hvilken som helst verbal fremstilling i

telegramstil ville da gi sannere informasjon. Slike tilfeller kan det bli mange av, og det prinsipielle problemet er neppe bagatellmessig: Vet man overhodet noe av verdi når man ser en grønn eller orangefarget vannforekomst på et kart, eller er det bare noe man har vennet seg til å tro fordi man er blitt det fortalt tilstrekkelig mange ganger?

For miljøfremmede stoffer og delvis for en del metaller, har man problemet med at diffus belastning vil variere både geografisk og tidsmessig. Det betyr i første omfang at det vil være vanskelig eller lite hensiktsmessig å operere med samme klassifiseringssystem over regionale områder, i noen tilfeller ikke en gang innen samme land. (Et illustrerende eksempel er nivåene av de fleste persistente klororganiske stoffer/stoffgrupper i Østersjøen og sydlige Nordsjøen sammenlignet med på Skagerrakkysten). Etter hvert som tiltak mot spredning av disse stoffene får positiv effekt, kan det bli behov for å justere klassegrensene (bl.a. fordi oppfatningen av hva som er moderat, markert og sterk påvirkning vil endres)).

Problemet med samtidige overkonsentrasjoner av flere forurensende stoffer kan ikke sies å være tilfredsstillende løst ved det skjematiske opplegget skissert i kap. 9.6.3 med en summert kontaminasjonsfaktor. Hovedgrunnen er igjen mangelen på kunnskaper om kobling til skadelige effekter eller andre uønskede konsekvenser. Å anta en enkel additiv effekt på alle kontamineringsnivåer kan nærmest bare gi en form for beskrivelse av selve fenomenet kontaminering. Klassegrenser som impliserer additive eller synergistiske økologiske effekter vil sannsynligvis være misvisende ved lave/moderate påvirkninger med mange forskjellige stoffer.

Flere av de ovennevnte problemer kan unngås eller reduseres ved istedenfor generelle systemer å bruke lokalitetsspesifikke kvalitetskriterier og bygge klassifiseringen på dem. EPA har utarbeidet retningslinjer mht. lokalitetsspesifikke kriterier for konsentrasjoner i vann (EPA, 1984b). Også Lithner (1989) uttrykker at bruken av de provisoriske bakgrunnsnivåer for metaller vesentlig er berettiget fordi opplysninger om lokale bakgrunnsverdier så ofte mangler.

Spørsmålet om hvor mange "delsystemer" man skal operere med trenger nærmere vurdering. På den ene side er det innlysende at man trenger delsystemer både for vann, sedimenter og organismer. Videre synes det ønskelig med klassifisering for organismer med ulike levesteder og forskjellig levevis. I marine områder har man dessuten deløkosystemer som ofte er utsatt for meget forskjellig belastning (strandsonen med gruntvannsområder, de frie vannmasser, bunnen på dypt vann).

Spørsmålet om internasjonal harmonisering synes å ha vært viet liten oppmerksomhet, men kan komme til å melde seg. I betraktning av vanskelighetene forbundet med ulikt naturgrunnlag og forskjelligartet situasjon (bl.a. grad av utsatthet for diffus belastning), kan fordelene ved en slik harmonisering vise seg urealiserbare i praksis. Det må derfor tilrås en nøye forhåndsvurdering av hva som kan oppnås for ikke å risikere mye arbeid med lite utbytte.

Ut fra ovenstående og det som ellers fremgår av rapporten kan det konkluderes med at følgende oppgaver bør prioriteres for å bedre og utvide grunnlaget for klassifisering av akvatisk miljøkvalitet i vid forstand:

- I Biotester med henblikk på å etablere mer pålitelige vannkvalitetskriterier i betydningen dose/respons forhold. (Arsen gir en illustrasjon av hvor misvisende de nåværende kriterier kan vise seg å være, selv for enkeltstoffer). Samvirke mellom forskjellige miljøgifter i forurensede sedimenter (case studier) peker seg ut som en sentral oppgave. Likeledes vil det ofte være behov for å kombinere biotestene med feltstudier i forurensede områder (verifikasjon).
- II Giftighetskarakteristikk av de mest aktuelle forbindelser innen grupper som PCB, toxafen, etc.
- III Kjemisk og toksikologisk karakteristikk av mulige farlige stoffer innen sumvariable som EOC1 og EPOC1, som med nåværende kunnskaper mangler annet enn spekulativ utsagnskraft.
- IV Tilveiebringelse av mer informasjon om "bakgrunnsnivåer", dels ved ajourføring av eksisterende litteratursammenstillinger, dels ved analyser av vann, sedimenter og organismer fra steder med ulike grader av diffus forurensningsbelastning.
- V Jevnføring av disse "bakgrunnsnivåer" med terskelnivåer for skade i vid forstand (både naturens og brukerinteressers "tålegrense").

Ovenstående representerer bare en generell beskrivelse av behovet for arbeid. For en mer fullstendig liste over aktuelle oppgaver kan bl.a. henvises til Strachan (1987).

Det fremstår ellers som viktig å bruke utredninger som et instrument for å holde seg ajour med internasjonal litteratur på de nevnte felter.

REFERANSER

- Alabaster, J.S. og R. Lloyd, 1984. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London, etc. 2. utg.
- Andersson, Ø., C.-E. Linder, M. Olsson m.fl., 1988. Spatial differences and temporal trends of organochlorine compounds in biota from the northwestern hemisphere. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 755-765.
- Becker, F., G. Lach og H. Parlar, 1989. Analysis of insecticide "Toxaphene" in fish products. Toxicol. Environ. Chem. 20-21: 203 - 208.
- Bengtsson, B.-E. og Å. Larsson, 1986. Vertebral deformities and physiological effects in fourhorn sculpin (Myoxocephalus quadricornis) after long-term exposure to a simulated heavy-metal containing effluent. Aquatic Toxicol.: 215-229.
- Biseth, A., M. Oehme og K. Færden, 1990. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in selected Norwegian food. Bidrag DIOXIN 90. Bayreuth 10.-14. sept. 1990. Manuskript.
- Black, D.E., D.K. Phelps og R.L. Lapan, 1988. The effect of inherited contamination on egg and larval winter flounder, Pseudopleuronectes americanus. Mar. Environ. Res. 25: 45 - 62.
- Blanck, H., K. Holmgren, L. Landner, H. Norin, M. Notini, A. Rosmarin og B. Sundelin, 1989. Advanced hazard assessment of arsenic in the Swedish Environment. S. 256-328 i L. Landner (red.): Chemicals in the aquatic environment. Advance hazard assessment. Springer-Verlag, Berlin, etc.
- Borg, H., 1984. Bakgrundshalter av spårmetaller i svenska sötvatten. Statens naturvårdsverk. SNV PM 1817, 56 s.
- Brown, V.M., J. Gardiner og J. Yates, 1984. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Inorganic lead. Water Research Center TR 208, 47 s.
- Brettum, P., 1985. "Bakgrunnsverdier" av utvalgte metaller i benthiske ferskvannsalger. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 1824), 25 s.

- Bruland, K.W. and R.P. Franks, 1983. Mn, Ni, Cu, Zn and Cd in the Western North Atlantic. In Trace Metals in Sea Water, ed. C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, pp. 395-414.
- Bryan, G.W., W.J. Langston, L.G. Hummerstone og G.R. Burt, 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. Mar.Biol.Ass. U.K. Occasional Publ, No. 4. Mars 1985. Plymouth, 92 s.
- Burton, J.C., W.A. Mahler og P.J. Statham, 1983. Some recent measurements of trace metals in Atlantic ocean water. In Trace Metals in Sea Water, ed. C.S. Wong, E. Boyle, Q.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, pp. 415-426.
- Campbell, P.G.C., A.G. Lewis, P.H. Chapman, A.A. Crowder, W.K. Fletcher, B. Imber, S.N. Luoma, P.M. Stokes and M. Winfrey, 1988. Biologically available metals in sediments. NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality and Committee on Marine Analytical Chemistry of the NRCC Marine Analytical Chemistry Standards Program. Publ. No. NRCC 27694.
- Chapman, P.M., 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. Environ.Toxicol.Chem. 5: 957-964.
- Chapman, P.M., 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. Environ.Toxicol.Chem. 8: 589-599.
- Cranston, R.E. og J.W. Murray, 1978. The determination of chromium species in natural waters. Analyt.Chim. Acta., 99: 275-282.
- Cross, J.N. og J.E. Hose, 1988. Evidence for impaired reproduction in white croaker (Genyonemus lineatus) from contaminated areas off Southern California. Mar.Enviro.n.Res. 24: 185-188.
- CCREM, (Canadian Council of Resource and Environment Ministers) 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Mars 1987, Environment Canada, Ottawa.
- Danielsson, L.-G. og S. Westerlund, 1983. Trace metals in the Arctic Ocean. In Trace Metals in Seawater, ed. C.S. Wong, E. Boyle, Q.W. Bruland. J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, 85-95.

- Dicke, M., D. Schmidt og A. Michel, 1987. Trace metal distribution in the North Sea. In Proc.Int.Conf. Heavy Metals in the Environment, eds. S.E. Lindberg and T.C. Hutchinson. Vol. 2, New Orleans 1987, pp. 312-314.
- Dillon, T.M., 1984. Biological consequences of bioaccumulation in aquatic animals: An assessment of the current literature. Techn.Rep. D-84-2, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss., 69 s.
- EIFAC, (European Inland Fisheries Advisory Commission) 1983. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish. Techn. Paper No. 43. FAO, Roma, 31 s. (Forf.: D. Calamari, R. Lloyd og J.F. de L.G. Solbè).
- EIFAC, 1984. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on nickel and freshwater fish. Techn. Paper No. 45. FAO, Roma, 20 s. (Forf.: D. Calamari, R. Lloyd og J.F. de L.G. Solbè).
- EPA, 1976. Quality criteria for water. EPA 440/9-76-023, NTIS-nr. PB-263 943, 501 s.
- EPA, 1980a. Water quality criteria documents; availability. Federal Register Vol. 45, No. 231, s. 79318-79379.
- EPA, 1980b. Ambient water quality criteria for DDT. EPA-nr. 440/5-80-038.
- EPA, 1984a. Ambient Water Quality Criteria for 2,3,7,8-Tetrachloro-dibenzo-p-dioxin. EPA-nr. 440/5-84-007. (NTIS-nr. PB 89-169825/XAB).
- EPA, 1984b. Guidelines for deriving numerical aquatic site-specific water quality criteria by modifying national criteria. EPA-600/3-84-099. NTIS nr. PB 85-121101, 42 s.
- EPA, 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. EPA-nr.: Ikke angitt. NTIS-nr. PB 85-227049/AS, 98 s. (Forf.: C.E. Stephan, D.I. Mount, D.J. Hansen, J.H. Gentile, G.A. Chapman og W.A. Brungs).

- EPA, 1986a. Quality criteria for water, 1986. EPA-nr. 440/5-86-001. NTIS-nr. PB 87-226759. OBS: Oppdatering av 1/5 1987 for enkelte variable.
- EPA, 1986b. Ambient water quality criteria for toxaphene - 1986. EPA-nr. 440/5-86-006. NTIS-nr. PB 87-105375, 74 s. (Forf.: J.G. Eaton, J.L. Hyland og R.S. Carr).
- EPA, 1987. Ambient aquatic life water quality criteria document for zinc, 1987. EPA-nr. 440/5-87-003. NTIS-nr. PB 87-153581, 214 s. (Forf.: L. Larson og J. Hyland).
- EPA, 1988a. Calculation of the Final Acute Value for water quality criteria for aquatic organisms. EPA/600-3-88/018. NTIS-nr. PB 88-214994, 53 s. (Forf.: R.J. Erichson og C.E. Stephan).
- EPA, 1988b. Ambient water quality criteria for aluminum - 1988. EPA-nr. 440/5-86-008, NTIS-nr. PB 88-245998, 56 s. (Forf.: L.T. Brooke og C.E. Stephan).
- EPA, 1989. Workshop summary report: Water quality criteria to protect wildlife resources. EPA-rapport nr. 600/3-89/067, NTIS-nr. PB 89-220016.
- Ernst, W., 1986. Hexachlorobenzene in the marine environment: Distribution, fate and ecotoxicological effects. S. 211-222 i C.r. Morris og J.R.P. Cabral (red.): Hexachlorobenzene: Proceedings of an international symposium. IARC Scientific Publications No. 77, Lyon.
- Ernst, W., V. Weigelt og K. Weber, 1984. Ochtachlorostyrene - a permanent micropollutant in the North Sea. Chemosphere 13: 161-168.
- FAD (Food and Drug Administration, USA), 1987. Action levels for poisonous or deleterious substances in human food and animal feed. Dept. of Health and Human Service, Public Health Service, FAD. Washington DC, 35 s.
- FAO (Food and Agricultural Organization), 1989. Food safety regulations applied to fish by major importing countries. FAO Fisheries Circular No. 825. Roma, nov. 1989.

- Fowler, S.W., 1990. Critical review of selected heavy metal and chlorinated hydrocarbon concentrations in the marine environment. *Marine Environmental Research*, 29: 1-64.
- Förstner, V., F. Ackermann, J. Alberti m.fl., 1987. Qualitätskriterien für Gewässersedimente - Allgemeine Problematik und Internationaler Stand der Diskussion. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 20: 54-59.
- Förstner, V., W. Ahlf, W. Calmano og M. Kersten, 1990. Sediment criteria development. In: *Sediments and environmental geochemistry*, eds. D. Heling, P. Rothe, V. Förstner og P. Stoffers. Springer-Verlag, pp. 311-338.
- Gardiner, J. og G. Mance, 1984a. United Kingdom Water quality standards arising from European Community directives. *Water Research Center TR 204*, 39 s.
- Gardiner, J. og G. Mance, 1984b. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Introduction. *Water Research Center TR 206*, 12 s.
- Gault, N.F.S., E.L.C. Tolland og J.G. Parker, 1983. Spatial and temporal trends in heavy metal concentrations in mussels from Northern Ireland coastal waters. *Mar. Biol.* 77: 307-316.
- Goksøyr, A., 1987. Characterization of the cytochrome P-450 monooxygenase system in fish liver. Metabolism and effects of organic xenobiotics. Avhandling, avd. for biokjemi, Universitetet i Bergen. 65 s. + vedlegg (publikasjoner).
- Goksøyr, A., 1988. Fisk som biosensor for miljøgifter: biokjemisk respons kan gi enklere metoder for miljøovervåking. *Naturen* 5(1988): 177-182.
- Grande, M., 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 1979), 34 s.
- Grande, M., 1990. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport 0-89103 (under trykking).
- Green, N., 1988. Felles overvåkingsgruppen (JMG)-Norge. Overvåking av miljøgifter i sjøvannsmiljø. Oslofjord-området, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjordområdet 1984 - 1985. NIVA-rapport 0-80106 (l.nr. 2134), 76 s.
- Hansen, P.-D., H. von Westerhagen og H. Rosenthal, 1985. Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic herring spring spawners. *Mar. Environ. Res.* 15: 59-76.

- Hart, B.T., 1982. Australian water quality criteria for heavy metals. Australian Water Resources Council. Tech. Paper No. 77. Australian Gov. Publ. Service, Canberra.
- Hetland, A., 1988. Undersøkelse av kvikksølv og enkelte klorerte hydrokarboner i fisk fra Drammensfjorden. Rapport fra Byveterinæren i Drammen, Næringsmiddelkontrollen, januar 1988, 21 s. (Upubl.)
- Hunt, D.T.E., 1987. Trace metal speciation and toxicity to aquatic organisms - a review. Water Research Center TR 247, 51 s.
- Holtan, H. (red.), 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann. Rapport TA-630 fra Statens forurensningstilsyn.
- Håkanson, H., P. Jonsson, N. Kautsky og K. Martinsen, 1990. Okänt halogenerat material. Forskningsutredning för Statens naturvårdsverk. Stockholm/Oslo 19/1 1990. 18s. + vedlegg.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Jerneløv, A., 1989. Klororganiska ämnen i miljön - förekomst i flora och fauna. IVL-rapport B946, 8 s. + fig.
- Johnson, L.L., E. Casillas, T.K. Collier, B.B. McLain og V. Varanasi, 1988. Contaminant effects on ovarian development in English sole (Parophrys vetulus) from Puget Sound, Washington. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 2133-2145.
- Jones, K.C., 1988. Determination of polychlorinated biphenyls in human foodstuffs and tissues: suggestions for a selective congener analytical approach. Sci. Total Environ. 68: 141-159.
- Jones, P.G.W. og D.F. Jeffries, 1983. The distribution of selected trace metals in United Kingdom shelf waters and the North Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 111-123.
- Julshamn, K., 1981. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I. Geographical variations in contents of 10 elements in oyster (Ostrea edulis), common mussel (Mytilus edulis) and brown seaweed (Ascophyllum nodosum) from other oyster farms. Fisk. Dir. Skr. Serc. Ernæring 1 (15): 161-182.
- Julshamn, K., 1982. Undersøkelse av kadmium og bly i blåskjell fra Sognefjorden. Fiskeridirektoratets Vitamininstitutt. Rapport nr. 11 (1982): 18-19.

- KEMI, 1989. Miljöfarliga ämnen - eksempellista och vetenskaplig dokumentation. Rapport 10/9 fra Kemikalieinspektionen, Stockholm, 303 s. ISSN 0284-1185.
- Kempster, P.L., W.H.J. Hattingh og H.R. van Vliet, 1980. Summarized water quality criteria. Dept. of Water Affairs, Forestry and Environmental Conservation/Hydrological Research Institute, South Africa. Tech, Rep. No. TR 108. Pretoria, 44 s.
- Kirkerud, L. og Å. Bakketun, 1988. Kronos Titan A/S. Effekter av tynnsyreutslipp på blåskjell. NIVA-rapport 0-86247 (l.nr. 2215), 65 s.
- Knutzen, J., 1983a. A review of the effects on aquatic ecosystems of acid iron waste from the production of titanium dioxide by the sulphate process. NIVA-rapport 0-82012 (l.nr. 1458), 72 s.
- Knutzen, J., 1983b. Blåskjell som metallindikator. VANN 1 (1983): 24-33. English summary.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport 0-83091 (l.nr. 1733), 122 s.
- Knutzen, J., 1986a. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 1942), 30 s.
- Knutzen, J., 1986b. Undersøkelser i Fedafjorden 1984 - 1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320 (l.nr. 1864), 39 s.
- Knutzen, J., 1987a. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 2051), 66 s.
- Knutzen, J., 1987b. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i fisk. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 1956), 25 s.
- Knutzen, J., 1987c. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167 (4) (l.nr. 2002), 173 s.

- Knutzen, J., 1987d. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport 0-86233 (l.nr. 1949), 25 s.
- Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. (PAH in the aquatic environment - uptake/release, effects and background levels). NIVA-rapport 0-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s.
- Knutzen, J., 1989b. Tiltaksorienterte overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000366 (l.nr. 2273), 34 s.
- Knutzen, J. og L. Kirkerud, 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikator på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091 (l.nr. 1604), 32 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport 0-87083 (l.nr. 2189), 143 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988 - 1989. NIVA-rapport 0-88185 (l.nr. 2346), 110 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1988. Tiltaksorientert overvåking i Sauda-fjorden 1986 - 1987. Rapport 309/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000306 (l.nr. 2109), 50 s.
- Knutzen, J., B. Enger og K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i organismer 1982 - 1984. Rapport 220/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000356 (l.nr. 1848), 115 s.
- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1986 - 1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357 (l.nr. 2114), 110 s.

- Knutzen, J., K. Næs og B. Rygg, 1989. Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelse av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. Rapport 371/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000380 (l.nr. 2284), 75 s.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-800357. Under trykking.
- Kremling, K., 1985. The distribution of cadmium, copper, nickel, manganese and aluminium in surface waters of the open Atlantic and European shelf area. *Deep-Sea Res.*, 32: 531-555.
- Kremling, K. og H. Petersen, 1984. Synoptic survey of dissolved trace metal levels in Baltic surface waters. *Mar.Pollut.Bull.*, 15: 329-334.
- Kremling, K. og D. Hydes, 1988. Summer distribution of dissolved Al, Cd, Co, Cu, Mn and Ni in surface waters around the British Isles. *Cont.Shelf.Res.*, 8: 89-105.
- Lake, J.L., N. Rubinstein og S. Pavignono, 1987. Predicting bioaccumulation: development of a single partitioning model for use as a screening tool for regulating ocean disposal of waste. In *Fate and Effects of sedimentbound chemicals in aquatic systems*. Pergamon, New York, pp. 151-166.
- Lindström-Seppä, P., O. Hänninen, J. Tuominen og H. Pyysalo, 1989. Polycyclic aromatic hydrocarbons in perch (*Perca fluriatilis*) following an oil-spill i Vaasa Archipelago, Finland. *Toxicol. Environ. Chem.* 19: 83-86.
- Lohse, J., 1988. Ocean incineration of toxic wastes: A footprint in North Sea sediments. *Mar.Pollut.Bull.* 19: 366-371.
- Long, E.R. and L.G. Morgan, 1990. The potential for biological effects of sedimentsorbed contaminants tested in the national status and trends program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA52.
- Lingsten, L., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller i ferskvannsmoser og mulighet for bruk av moser som indikator på organiske miljøgifter. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 1839), 15 s.

- Lithner, G., 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket (Sverige). Rapport 3628, 80 s.
- Luckas, B., H. Wetzel og O. Rechlin, 1980. Zur Kontamination von Ostseefischen mit polychlorierten Biphenylen. Die Nahrung 24: 405-411.
- Magnusson, B. og S. Westerlund, 1983. Trace metal levels in seawater from the Skagerrak and the Kattegat. In Trace Metals in Seawater, ed. C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, 467-473.
- Mance, G., 1986. Water Quality Standards in relation to the European Community. Wat. Pollut. Contr. 85: 25-33.
- Mance, G. og J. Campbell, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Iron. Water Research Center TR 258, 54 s.
- Mance, G. og J. Yates, 1984a. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Zinc. Water Research Center TR 209, 42 s.
- Mance G. og J. Yates, 1984b. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Nickel. Water Research Center TR 211, 45 s.
- Mance, G., C. Musselwhite og V.M. Brown, 1984a. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Copper. Water Research Center TR 210, 53 s.
- Mance, G., C, Musselwhite og V.M. Brown, 1984b. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Arsenic. Water Research Center TR 212, 51 s.
- Mance; G., V.M. Brown, J. Gardiner og J. Yates, 1984c. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Chromium. Water Research Center TR 207, 49 s.
- Mance, G., R. Norton og A.R. O'Donnell, 1988a. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Vanadium. Water Research Center TR 253, 31 s.

- Mance, G., A.R. O'Donnell og P.R. Smith, 1988b. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. *Boron*. Water Research Center TR 256, 26 s.
- Mance, G., A.R. O'Donnell og J.A. Campbell, 1988c. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. *Sulphide*. Water Research Center TR 257, 30 s.
- Mance, G., A.R. O'Donnell, J.A. Campbell og A.M. Gunn, 1988d. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. *Inorganic tin*. Water Research Center TR 254, 27 s.
- Measures, C.I., B.C. Grant, B.J. Mangum og J.M. Edmond, 1983. The relationship of the distribution of dissolved selenium IV and VI in three oceans to physical and biological processes. In *Trace Metals in Seawater*, ed., C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, pp. 73-83.
- Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel og W. Slooff, 1990. Desire for levels. Background study for the policy document "Setting Environmental Quality Standards for Water and Soil". Rijksinstituut voor Volksgezondheid en milieuhygiene. Rapport 670101 002. 58 s. + annex.
- Moore, R.M., 1983. The relationship between dissolved cadmium, iron and aluminium and hydrography in the Central Arctic Ocean. In *Trace Metals in Sea Water*, ed. C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland. J.D. Burton and E.D. Goldberg. Plenum, New York, pp. 131-142.
- Müller, R., G. Lach og H. Parlar, 1988. Vergleichende Untersuchungen über das Vorkommen von Toxaphenrückständen. *Chemosphere* 17: 2289-2298.
- NAS/NAE (National Academy of Science/National Academy of Engineering). Section III - Freshwater aquatic life and wildlife. *Water Quality Criteria*. Ecological Research Series, EPA-R3-73-033. Mars 1973, s. 106-113.
- Neff, J.M., B.W. Cornaby, R.M. Vaga m.fl., 1988. An evaluation of the screening level concentration approach for validation of sediment quality criteria for freshwater and saltwater ecosystems. S. 115-127 i W.J. Adans. G.A. Chapman og W.G. Landis (red.) *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment*. Vol. 10. ASTM STP 971, Philadelphia.

- Nicholson, B.C., 1984. Australian water quality criteria for organic compounds. Australian Water Resources Council. Tech. Paper 82, 217 s.
- Newell, A.J., D.W. Johnson og L.K. Allen, 1987. Niagara River biota contamination project: Fish flesh criteria for piscivorous wildlife. New York State/Departement of Environmental Conservation. DEC Publ.Tech.Rep. 87-3, 182 s.
- Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljörapport 1988 (NORD 1988:49). 129 s + bilag. (Forf.: V.G. Ahlborg, H. Håkansson, F. Wärn og A. Hanberg).
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Rapport 306/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000361/62 (l.nr. 2093), 54 s.
- Næs, K., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 1: Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport 0-88068 (l.nr. 2192), 76 s.
- Olafsson, J., 1983. Mercury concentrations in the North Atlantic in relation to cadmium, aluminium and oceanographic parameters. In Trace Metals in Seawater, ed. C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton og E.D. Goldberg. Plenum, New York, 475-485.
- Olafsson, J., 1986. Trace metals in mussels (*Mytilus edulis*) from Southwest Iceland. Mar. Biol. 90: 223-229.
- Olsson, M. og L. Reuthergårdh, 1986. DDT and PCB pollution trends in the Swedish aquatic environment. Ambio 15: 103-109.
- Parkinson, A. og S. Safe, 1987. Mammalian biologic and toxic effects of PCBs. S. 49-75 i Safe, S. (red.). Polychlorinated biphenyls (PCBs): Mammalian and environmental toxicology. Springer-Verlag. Berlin, etc. 1987.
- Pavlou, S.P., 1987. The use of equilibrium partitioning approach in determining safe levels of contaminants in marine sediments. S. 388-412 i K.L. Dickson. A.W. Maki og W.A. Brungs: Fate and effects of sediment-bound chemicals in aquatic systems. Pergamon Press. New York, etc.

- Payne, J.F., J. Kicenink, L.L. Fancey og V. Williams, 1988. What is a safe level of polycyclic aromatic hydrocarbon for fish: Subchronic toxicity study on winter flounder (Pseudopleuronectes americanum). Can.J. Fish. Aquat. Sci. 45: 1983-1993.
- PNUN (Permanente Nordiske utvalg for næringsmiddelsspørsmål), 1987. Nordisk jämförelse. Bestämmelser om främmande ämnen i livsmedel (kontaminanter). Rapport 1987:3 fra Nordisk Ministerråd.
- 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.
- Rygg, B., 1990. Vannkvalitetskriterier for marine områder. NIVA-rapport 0-8612602 (høringsutkast av 25/10-89, 55 s.).
- Rygg, B., R.T. Arnesen, T. Bakke m.fl., 1986. Miljøkvalitetskriterier for marine områder. Rapport nr. 1. Systemutvikling og forslag til delprosjekter. NIVA-rapport 0-85163 (l.nr. 1861), 40 s.
- Rygg, B., N. Green, J. Molvær og K. Næs, 1987. Grenlandsfjordene og Skienselva 1986. Rapport 287/87 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312-8 (l.nr. 2033), 91 s.
- Say, P.J., I.G. Burrows og B.A. Whitton, 1986. A method for the sampling, treatment and analysis of the seaweed Enteromorpha to monitor heavy metals in estuaries and coastal waters. Northern Environmental Consultants Ltd., Occasional Publ, No. 1. Durham, England.
- Schmidt, D. and M. Dicke, 1987. Trace determination of mercury in the water column: two surveys covering the entire North Sea. In Proc.Int.Conf. Heavy Metals in the Environment, eds.: S.E. Lindberg and T.C. Hutchinson. Vol. 2, New Orleans 1987, pp. 315-317.
- Schmitt, C.J., J.L. Ludke og D.F. Walsh, 1981. Organochlorine residues in fish: National Pesticide Monitoring Program 1970-74. Pest.Monitor. J. 14: 136-155 pluss appendiks.
- Schropp, S.J. and H.L. Windom, 1988. A guide to the interpretation of metal concentrations in estuarine sediments. ICES WGMS-report. Savannah, Georgia, April 1988.

- Seager, J., E.W. Wolff og V.A. Cooper, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. *Ammonia*. Water Research Center TR 260.
- Shea, D., 1988. Developing national sediment quality criteria. Equilibrium partitioning of contaminants as a means of evaluating sediment quality. *Environ.Sci.Technol.* 22: 1256-1261.
- Skei, J. og J. Knutzen, 1988. Kronos Titan A/S. Overvåking av vannkvalitet, bunnsedimenter og miljøgifter i organismer i nedre Glomma (Greåker - Løperen). Sluttrapport. NIVA-rapport 0-86063 (l.nr. 2136), 60 s.
- Skei, J. og P.E. Paus, 1979. Surface metal enrichment and partitioning of metals in a dated sediment core from a Norwegian fjord. *Geochim.Cosmochim.Acta.*, 43: 239-246.
- Skei, J., J. Knutzen og K. Næs, 1989. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1987 - 1988. Rapport 346/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000309 (l.nr. 2277), 132 s.
- Spehar, R.L. og J.T. Fiandt, 1988. Acute and chronic effects of water-qualitycriteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Environ.Toxicol.Chem.* 5: 917-931.
- Spies, R.B. og D.W. Rice jr., 1988. Effects of contaminants on reproduction of the starry flounder Platichthys stellatus in San Francisco Bay. II Reproductive success of fish captured in San Francisco Bay and spawned in the laboratory. *Mar.Biol.*
- Statens ernæringsråd, 1988. Utvikling i norsk kosthold. Statens ernæringsråds virksomhet 1987. Oslo, 20 s.
- Statistisk Sentralbyrå, 1986. Forbruk av fisk 1984. SSB Rapport 86/16. Statistisk Sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger.
- Steinnes, E., H. Hovind og A. Henriksen, 1989. Heavy metals in Norwegian surface waters, with emphasis on acidification and atmospheric deposition. S. 36- 39 i J.P. Vernet (red.): Heavy metals in the environment. Vol. 1 CEP Consultants Ltd., Edinburgh.
- Strachan. W.M.J., 1987. Development needs for Canada's national water quality guidelines. *Water Poll.Res.J. Canada* 22: 280-288.
- SFT, Statens forurensningstilsyn, 1980. Inntak av bly, kadmium og kvikksølv fra næringsmidler. SFT-rapport 8/80. Oslo, 38 s.

- SFT, Statens forurensningstilsyn, 1987. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport nr. 79, 23 s.
- Thaulow, H., L. Kirkerud, R. Wright m.fl., 1980. Vurderingssystem for vannkvalitet. NIVA-rapport 0-80007 (l.nr. 1250), 156 s.
- Watanabe, I., T. Kashimoto, M. Kawano og R. Tatsukawa, 1987. A study of organic bound halogens in human adipose, marine organisms and sediment by neutron activation and gas chromatographic analysis. Chemosphere 16: 849-857.
- Westerhagen, H. von, H. Rosenthal, V. Dethlefsen, W. Ernst, U. Harnes og P.-D. Hansen, 1981. Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder (Platichthys flesus). Aquat. Toxicol. 1: 85-99.
- Westerhagen, H. von, V. Dethlefsen, P. Cameron og D. Janssen, 1987. Chlorinated hydrocarbon residues in gonads of marine fish and effects on reproduction. Sarsia 72: 419-422.
- Westerhagen, H. von, P. Cameron, V. Dethlefsen og D. Janssen, 1989. Chlorinated hydrocarbons in North Sea whiting (Merlangius merlangius L.) and effects on reproduction. I Tissue burden and hatching success. Helgoländer. Meeresunters. 43: 45-60.
- Wilson, T.R.S., 1975. Salinity and the major elements of seawater. In Chemical Oceanography, ed. J.P. Riley and G. Skirrow. Academic Press, pp. 365-413.
- Wolff, E.W., J. Seager, V.A. Cooper og J. Orr, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. p H. Water Research Center TR 259, 66 s.
- Zabel, T.F., J. Seager og S.D. Oakley, 1988a. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. O r g a n o - t i n s. Water Research Center TR 255, 73 s.
- Zabel, T.F., J. Seager og S.D. Oakley, 1988b. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. M o t h - p r o o f i n g a g e n t s. Water Research Center TR 261, 92 s.

A N N E X

Table legends

- Table 1. EPA water quality criteria for freshwater and marine life, mainly based on the summary report EPA (1986a) and update of May 1, 1987 $\mu\text{g/l}$. CCC: Criterion Continuous Concentration, i.e. 4 days mean not to be exceeded more than once every 3 years. CMC: Criterion Maximum Concentration (1 h mean not to be exceeded more than once every 3 years). Note: Freshwater criteria values for 10 mg CaCO_3/l calculated here.
- Table 2. Selected (lowest) proposed Environmental Standards from Water Research Center (WRC, UK) for protection of freshwater and marine organisms, $\mu\text{g/l}$. M: Mean, T: Total, D: Dissolved.
- Table 3. Canadian guidelines for the protection of freshwater organisms and their uses from CCREM (1987), $\mu\text{g/l}$, (total conc.). U: Insufficient data.
- Table 4. Council directives on water quality objectives (D), proposals from the Commission to the Council (F) and preliminary proposals to the Commissions (FF) within the European Community, $\mu\text{g/l}$. EFT: ECOJ.
- Table 5. Selected Australian water quality criteria for organic micro pollutants (Nicholson, 1984), $\mu\text{g/l}$. A: Protection of aquatic life (freshwater and marine). B: Use of fish food.
- Table 6. EIFAC water quality criteria for metals to protect freshwater fish (salmonids) and their uses, $\mu\text{g/l}$. Yearly means or 50/95 percentiles.
- Table 7. Summary of most strict metal criteria from tables 1 - 3 and 6, $\mu\text{g/l}$.
- Table 8. Summary of most strict criteria for organic micro pollutants (tables 1, 3, 5), $\mu\text{g/l}$.
- Table 9. Proposed Swedish quality classification with respect to metals in freshwater, together with provisional background concentrations, after Lithner (1989), $\mu\text{g/l}$ (total).
- Table 10. Approximate intervals for background (total) concentrations of metals and some other elements in freshwater (mostly lakes), $\mu\text{g/l}$ (after Borg, 1984).

- Table 11. Preliminary proposal for classification of fjord waters with respect to total content of metals, arsenic, fluoride and selenium, compared with literature data for background levels in oceanic water, µg/l (fluoride, mg/l).
- Table 12. Measurements of heavy metals in seawater from the Baltic, Skagerrak, Kattegat and the North Sea (after 1980).
- Table 13. Swedish proposal for classification of metals in limnic sediments, together with provisional background concentrations (in preindustrial deposits), after Lithner (1989), mg/kg dry weight.
- Table 14. Proposals for maximum acceptable risk levels (MAR) in freshwater sediments compared with preanthropogenic "background" concentrations in Rhine sediments (van de Meent et al., 1990), mg/kg dry weight.
- Table 15. Approximate "background intervals" of metals and some organic micro pollutants in fjord sediments, mg/kg dry weight.
- Table 16. Preliminary proposal for classification of fjord sediments with respect to contents of arsenic, fluoride, metals and selected organic micro pollutants, mg/kg dry weight.
- Table 17. Rotterdam harbour sediment quality classifications.
- Table 18. Assumed high background concentrations of arsenic, fluoride in muscle and liver of freshwater fish (Grande, 1987 with ref.) and in the top shoots of moss Fontinalis spp. (after Lingsten, 1985 and Lithner, 1989 with ref.) mg/kg fresh weight fish and mg/kg dry weight.

- Table 19. Assumed high background concentrations of arsenic, fluoride, selenium and metals in muscle and liver of cod and flounder (Knutzen, 1987a, with ref.), the common mussel (Knutzen, 1983, partially revised), common periwinkle (Knutzen, 1986a with ref.), bladder wrack and knobbed wrack (Knutzen, 1985 with ref., partially revised), mg/kg fresh weight (fish and mussels) and mg/kg dry weight (periwinkle and seaweeds). (Torsk: Cod. Skrubbe: Flounder. Blåskjell: Common mussel. Strandsnegl: Common periwinkle. Blæretang: Bladder wrack. Grisatang: Knobbed wrack).
- Table 20. Assumed high "background levels" of selected organic micro pollutants in salmonids, cod, flounder and herring (Knutzen, 1987c,d, 1989 with ref.) and in common mussel, µg/kg f.w.
- Table 21. Same as table 19 on fat weight basis.
- Table 22. Selected (lowest) recommended limits of various micro pollutants in edible fish and shellfish, mg/kg f.w.
- Table 23. Comparison of proposed risk limits of selected organic micropollutants in wildlife prey organisms with "high background levels" in cod and herring/salmonids (table 20, Knutzen, 1987d). A: Risk limits proposed by NAS/NAE (1972) as quoted by Schmitt et al. (1981). B: Proposed criteria for fish flesh proposed by Newell et al. (1987). Concentrations in µg/kg f.w. Percentages of risk limits represented by background levels based on lowest risk limits proposed.
- Table 24. Provisional background levels and proposed Swedish classification of water quality based on metal content in Fontinalis spp., after Lithner (1989). Concentrations in mg/kg d.w.
- Table 25. Preliminary proposal for Norwegian classification of water quality based on metal content in Fontinalis spp, mg/kg d.w. Modified after Lithner (1989).
- Table 26. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of arsenic, fluoride and metals in bladder wrack and knobbed wrack, mg/kg d.w.

Table 27. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of arsenic, fluoride and metals in the common mussel, mg/kg d.w.

Table 28. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of arsenic and metals in the common periwinkle, mg/kg d.w.

Table 29. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of sum polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and benzo(a)pyrene in the common mussel, $\mu\text{g}/\text{kg}$ f.w.

Table 30. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of selected persistent organochlorines in the common mussel, $\mu\text{g}/\text{kg}$ f.w.

Table 31. Preliminary proposal for classification of marine environmental quality based on the content of selected persistent organochlorines in fish, $\mu\text{g}/\text{kg}$ f.w.