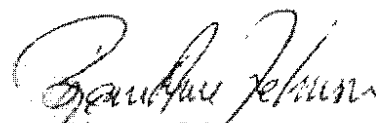


FFITOX/677/138.20

Godkjent
Kjeller 25 juni 1997


Bjørn A Johnsen
Fung Forskningssjef

**MILJØGIFTER - KILDER,
BIOTILGJENGELIGHET OG TOKSISKE
EFFEKTER**

POLÉO Antonio, VOIE Øyvind, MISUND Bård,
BJØRNSTAD Helge, JOHNSEN Arnt

FFI/RAPPORT-97/02070

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2007 Kjeller, Norge

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT (FFI)
Norwegian Defence Research Establishment

UNCLASSIFIED

POST OFFICE BOX 25
N-2007 KJELLER, NORWAY

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
(when data entered)

REPORT DOCUMENTATION PAGE

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-97/02070 1a) PROJECT REFERENCE FFITOX/677/138.20	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED 2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE	3) NUMBER OF PAGES 52
4) TITLE MILJØGIFTER - KILDER, BIOTILGJENGELIGHET OG TOKSISKE EFFEKTER		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) POLÉO Antonio, VOIE Øyvind, MISUND Bård, BJØRNSTAD Helge, JOHNSEN Arnt		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH: a) <u>Heavy metals</u> b) <u>PCB</u> c) <u>PAH</u> d) <u>Oil</u> e) <u>Remediation</u>	IN NORWEGIAN: a) <u>Tungmetaller</u> b) <u>PCB</u> c) <u>PAH</u> d) <u>Olje</u> e) <u>Remediering</u>	
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT This report gives an introduction to the most important environmental contaminants at military sites in Norway. The most important heavy metals, organometals and organic components (PCBs, PAHs and hydrocarbons) are discussed with focus on their occurrence in the environment, bioavailability and toxicity. The report also serves as an introduction to possible methods for remediation of contaminated soil and waste. The intention of this report is that it can be used as a reference manual for the evaluation of possible effects of environmental contaminants in sediment, soil and organisms.		
9) DATE 25 June 1997	AUTHORIZED BY This page only Bjørn A. Johnsen	POSITION Director of Research

ISBN 82-464-0180-7

UNCLASSIFIED

INNHOOLD

		Side
1	INNLEDNING	7
1.1	Forurensingskilder	7
1.2	Bakgrunnsnivåer	8
1.3	Biologiske effekter og biotilgjengelighet	9
1.4	Økosystemet	12
1.4.1	Abiotiske forhold	12
1.4.2	Biotiske forhold	13
1.4.3	Opptak	13
1.5	Toksikologiske tester	14
1.6	Tålegrenser	15
2	TUNGMETALLER	16
2.1	Bly (Pb)	17
2.1.1	Toksiske effekter av bly	19
2.2	Kadmium (Cd)	20
2.2.1	Toksiske effekter av kadmium	22
2.3	Kvikksølv (Hg)	22
2.3.1	Toksiske effekter av kvikksølv	23
2.4	Kobber (Cu)	25
2.4.1	Toksiske effekter av kobber	27
2.5	Krom (Cr)	27
2.5.1	Toksiske effekter av krom	28
2.6	Nikkel (Ni)	29
2.6.1	Toksiske effekter av nikkel	30
2.7	Sink (Zn)	30
2.7.1	Toksiske effekter av sink	32
3	ORGANOMETALLER	32
3.1	Organokvikksølv	33
3.2	Organotinn	34
3.3	Organobly	34
4	PCB - POLYKLORETE BIFENYLER	35
4.1	Kilder og bruk	35
4.2	Biotilgjengelighet	36
4.3	Toksiske effekter	37

5	PAH - POLYSYKLISKE AROMATISKEHYDROKARBONER	38
5.1	Kilder	38
5.2	Biotilgjengelighet	39
5.3	Toksisitet	40
6	OLJE	40
6.1	Kilder og biotilgjengelighet	40
6.2	Toksisitet	41
7	OPPRENSKNINGSMETODER	41
7.1	Forbrenning	42
7.2	Kjemisk nedbryting	43
7.3	kjemisk ekstraksjon	43
7.4	Biologisk nedbryting	44
7.5	Stabilisering/solidifisering	44
7.6	Vitrifisering	44
7.7	Tildekking	45
8	RISIKOVURDERING	45
8.1	Nasjonale kvalitetsnormer	46
9	ANBEFALT LITTERATUR	47
	APPENDIKS	48
A		48
B		50
C		51
	Fordelingsliste	52

MILJØGIFTER - KILDER, BIOTILGJENGELIGHET OG TOKSISKE EFFEKTER

Forklaring på vanskelige ord

Abiotisk:	den ikke-biologiske eller døde de komponentene av økosystemet
Absorpsjon:	at noe opptas i noe annet
Adsorpsjon:	noe bindes til overflaten av noe
Anemi:	blodmangel, mangel på hemoglobin
Anoksisk:	mangel på oksygen
Antropogent:	menneskeskapt
Bakgrunnsnivå:	konsentrasjon av en forbindelse som en vil forvente er naturlige for det miljøet en skal undersøke
Bioakkumulering:	oppkonsentrering av stoffer i en organisme over tid
Bioaktivering:	biokjemiske reaksjoner som medfører at et stoff blir mer giftig
Biocider:	kjemisk middel mot skadedyr, -insekter og -planter
Biomagnifikasjon:	akkumulering av stoffer oppover i en næringskjede
Biotilgjengelighet:	hvor tilgjengelig er en forbindelse i miljøet for organismer
Biotisk:	den biologiske eller de levende komponentene i økosystemet
Bioturbering:	graveaktiviteter til bunndyr i sedimenter
Denaturering:	den romlige strukturen til proteiner (enzymer) blir ødelagt
Desorpsjon:	fjerne et stoff som har vært absorbert eller adsorbert
Detoksifisering:	gjøre et giftig stoff mindre giftig
Diffusjon:	spredning av gasser/væsker over avstand eller gjennom barrierer/membran
Ekskresjonsorganer:	organer hvor det skjer en utskillelse av avfallsstoffer f eks nyre, lever og gjeller
Emulgere:	omdanne større vannløselige fett/olje partikler til mye mindre vannløselige partikler
Enzymer:	proteiner som deltar i og er nødvendige for at mange kjemiske reaksjoner skal finne sted i en organisme
Epitelet:	ytterste cellelag på organer og organismer
Essensielle stoffer:	livsnødvendige stoffer for en organisme (f eks vitaminer og mineraler)
Indikatororganisme:	en organisme som hvis tilstedeværelse i et bestemt miljø eller biokjemisk, fysiologisk eller atferdsmessig reaksjon kan fortelle oss noe om tilstedeværelsen av miljøgifter eller forurensningsgraden i miljøet
Indusering:	aktivering
Karsinogenitet:	evne et stoff har til å virke kreftfremkallende
Kongenerer:	i denne sammenheng betyr det stoffer som er av samme slag
LC ₅₀ :	den konsentrasjonen av en forurensning som skal til for å drepe 50 % av individene
Ligand:	et molekyl eller et ion som har minst et elektronpar som avgir sine elektroner til et metallion eller annen elektronakseptor
Metylering:	kjemisk reaksjon hvor en metylgruppe blir tilført en kjemisk forbindelse

Miljøgift:	stoffer som selv i små konsentrasjoner skader naturen, enten ved direkte giftvirkninger, ved oppkonsentrering til skadelige konsentrasjoner i næringskjeden og/eller ved særlig lav nedbrytbarhet.
Morfologisk:	form og struktur til organ og organisme (f eks hjerne, lever, nyre)
Nevrotoksisk:	giftig for nervesystemet
Organometaller:	metaller som har en kovalent binding med karbon
Peptidaser:	et enzym som spaltes proteiner i mindre bestanddeler
Redoksforhold:	tilstedeværelse av oksygen
Reproduktiv status:	hvilket stadium er organismen i når det gjelder reproduksjon (gyteperiode, graviditet, egglegging)
Respiratorisk:	adj. som gjelder åndedrettet
Solidifisering:	tilsette et stoff til det forurensede materialet slik at det omdannes til fast form
Synergistisk:	stoffer som virker forsterkende på hverandre og gir en total effekt som er større enn summen av enkelteffektene til stoffene.
Toksisk:	giftig
Trofisk nivå:	et næringstrinn i næringskjeden f eks alger og algespisere utgjør et trofisk nivå
Tungmetall:	et metallisk grunnstoff med atomnummer større enn 20
Tålegrense:	tålegrensen for et stoff er den mengden eller konsentrasjonen av stoffet hvor organismen eller økosystemet ikke lenger greier å kompensere for den belastningen det utsettes for
Vitrifisering:	prosess hvor det forurensede materialet forglasses ved elektrisk strøm
Økosystem:	enhet som består av både levende og ikke levende komponenter (f eks et organismsamfunn og dets miljø) som samspiller og utveksler materiale og er vanligvis balansert som et stabilt system (f eks regnskog, fjellvidde, fjord, åkermark).
Økotoksikologi:	læren om hvordan miljøgifter påvirker økosystemet

1 INNLEDNING

I dette dokumentet er det forsøkt å gi en beskrivelse av de viktigste momentene angående miljøgifter i norsk natur. Målet med denne rapporten er at den skal kunne brukes som et faglig grunnlag i å vurdere mulige effekter og konsekvenser av forurensninger i vann, sedimenter, jord og ulike organismer. Temaer som behandles er de ulike miljøgiftenes opphav (kilder), hvilke egenskaper og hvilke effekter de kan ha på miljøet.

Vi har også forsøkt å sette sammen konsentrasjoner av noen av de viktigste miljøgiftene i Norge. Dette omfatter tungmetaller, polyklorerte bifenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og olje. Norske og internasjonale kvalitetsnormer for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer er tatt med for å gi et bilde av forurensningstilstanden i norske fjorder og kystområder. Vi har også beskrevet metoder for rehabilitering av miljøet f.eks. deponier av forurensede masser.

Det er et mangfold av parametere som er med på å avgjøre hvilket forurensningsnivå man har i et gitt økosystem. Med forurensningsnivå menes graden av en fremmed forbindelse innenfor et gitt naturlig miljø. Med andre ord, hvor skadet et miljø er av en eller flere miljøgifter som først og fremst er et produkt av menneskelig aktivitet (antropogene miljøgifter).

Konsentrasjonen eller mengden av miljøgift i et gitt naturlig systemer bestemmer graden av forurensning. Men, det er også viktig å være klar over at ulike miljøgifter kan ha forskjellige effekter på en og samme organisme, samtidig som ulike organismer har ulik følsomhet for en og samme kjemisk forbindelse. Kunnskap om giftighet til forbindelsen og dennes effekt på biologien generelt, er derfor også viktig for å kunne karakterisere graden av forurensning av et økosystem.

1.1 Forurensingskilder

Generelt, er det mulig å skille mellom seks forskjellige kilder som kan gi opphav til forurensing av miljøet:

1. Geologisk vitring
2. Prosessindustri f.eks malmbforekomster, med utslipp av uorganiske og organiske komponenter
3. Bruk av metaller og metallkomponenter
4. Lekkasje av metaller og organiske forbindelser fra søppelplasser og deponier
5. Utskillelse av metaller og organiske forbindelser fra mennesker og dyr
6. Utslipp fra skip og oljekatastrofer

Ved forurensing av vann prøver man å karakterisere og skille mellom to typer av kilder for forurensingen, diffuse (ikke punkt) kilder og punkt kilder. Diffuse kilder representerer

områder som er forurenset f.eks. et ytelseområde eller nedslagsområde til en innsjø. Punktkilder, derimot kan f.eks. være et enkelt industriutslipp.

1.2 Bakgrunnsnivåer

I tillegg til at vi må vite hvor giftig en miljøgift er, bør vi ha kunnskap om hvordan den tas opp av biologien og hvor mye det foreligger i miljøet. Vi må også vite hva som er det naturlige bakgrunnsnivået av stoffet. I denne forbindelse kan det nevnes at det finnes områder som kan karakteriseres som forurenset, selv om dette ikke skyldes menneskelig aktivitet. Eksempel på dette er malmårer som tilfører tungmetaller til jord og vann. Dersom det skal utføres en kartlegging av forureningsnivået i et område, må vi vite hvilke konsentrasjoner av miljøgifter som er naturlig å finne i det spesielle økosystemet som er gjenstand for undersøkelsen.

Mange stoffer som regnes for miljøgifter er samtidig naturlige bestandeler av miljøet, men da i lave konsentrasjoner. Det er først når vi har for mye av disse stoffene at de blir giftige. Imidlertid, vil enkelte miljøgifter som f.eks. tungmetallene kobber og sink være essensielle metaller for en rekke organismer, inkludert mennesket. Det vil si at kroppen må tilføres disse elementene for å kunne fungere normalt. Dersom disse mikronæringsstoffene ikke blir tilført oppstår det mangelsymptomer. I verste fall ender dette med at organismen dør. Derfor vil mangelsymptomer i mange tilfeller arte seg på samme måte som symptomer på forgiftning.

Hva som er et naturlig bakgrunnsnivå av et gitt tungmetall kan være vanskelig å fastslå, dersom man ikke kjenner området tilstrekkelig mhp naturlige geokjemiske prosesser. Dette er noe enklere for organiske miljøgifter som f.eks. polyklorerte bifenyler (PCB), fordi disse er skapt og er et produkt av menneskelig aktivitet og har derfor ikke noe naturlig opphav. I slike tilfeller burde bakgrunnsverdien prinsipielt kunne settes lik null. PCB er imidlertid svært utbredt på grunn av lufttransport og avsetning via nedbøren, og videre transport med havstrømmer. Derfor inneholder de fleste marine sedimenter små mengder PCB, slik at en relevant naturlig blindprøve for analyse blir vanskelig. Dette gjelder også for stoffer som har lang livstid i miljøet, dvs. at de brytes sakte ned i naturen. Eksempler på slike forbindelser kan være dioksin, og plantevernmidlene klordan og toxafen. Det er derfor viktig å være sikker på at områder hvor bakgrunnprøver hentes fra ikke er påvirket av punktkilder.

I bestemmelse av den naturlige bakgrunn for metaller er det vanlig å sammenligne området som skal studeres med et såkalt referanseområde. Slike områder har ofte vært studert og overvåket i en årrekke mhp avsetning av luftbårne forurensninger, geokjemiske prosesser og tungmetaller i vann.

Den naturlige mengden av et gitt metall i et økosystem er først og fremst avhengig av områdets geologi mhp mineralogi. Omsetningen av metaller i miljøet er avhengig av

geokjemiske prosesser som igjen er en funksjon av biologiske, hydrologiske og klimatiske faktorer. Dersom vi ser bort i fra eventuelle lufttransporterte forurensninger, vil berggrunnen og dens mineralogi i et gitt område bestemme hvilke metaller, og i en viss grad også mengder av dem som kan tilføres økosystemet. Dette skjer gjennom interaksjoner mellom fast og vandig fase. En viktig prosess i denne sammenheng er først og fremst forvitring av mineraler i berggrunnen.

Biologien i et område er av stor betydning for omdanning og nedbryting av ulike komponenter i økosystemet, herunder også organiske miljøgifter. Den spiller også en fundamental betydning for nedbrytning av naturlig organisk og uorganisk materiale og kan føre til økt eller minsket omsetningen av en forurensning i et økosystem.

Hydrologien i et område er en viktig faktor som bestemmer hvordan en komponent transporteres i et gitt område via tilførsel og avrenning. Klimatiske parametere påvirker hastigheten på de ulike prosessene. Den økte algeoppblomstringen i akvatiske systemer i sommerhalvåret er et eksempel på hvordan temperaturen innvirker på et økosystem. Hydrologiske forhold på land har begrenset betydning for sjøen, så fremt man ser bort i fra brakkvannssonene.

Metodene som brukes til å definere naturlige bakgrunnsnivåer for miljøgifter er bestemmelse av konsentrasjonen i sedimentære bergarter, målinger av miljøgifter i overflateprøver fra ikke-forurensende (referanseområder) og historiske analyser av sedimenter ved hjelp av datering av de forskjellige sedimentlagene i prøven. Den siste metoden er mye brukt, men forutsetter at miljøgiftene ikke har blitt påvirket av vertikal migrasjon ned gjennom sedimentsøylen, eller at sedimentet ikke har vært utsatt for bioturbasjon, dvs omrøring av sedimentlagene på grunn aktivitet fra dyr som lever på og i sedimentet.

1.3 Biologiske effekter og biotilgjengelighet

Det er ikke nok å vite at det eksisterer konsentrasjoner av en kjemisk komponent langt over det naturlige bakgrunnsnivået for å konkludere med at et økosystem er forurensset. Vanligvis legges det i begrepet "forurensset" at den komponenten også har en biologisk effekt. Eller sagt på en annen måte, at forbindelsen påvirker økosystemet på en måte som ikke er naturlig. Det kan dreie seg om at enkelte arter dør ut, men det kan også dreie seg om mindre dramatiske effekter som f.eks at den kvantitative fordelingen av artene i et økosystem forandres. Det kan oppstå en forskyvning av artene ved at det blir flere av noen arter, og mindre av andre. En annen side av begrepet biotilgjengelighet har med den spesifikke organismens egenskaper og muligheter til selv å påvirke opptaket av kjemiske tilgjengelige metaller.

I sammenheng med dette kan det være praktisk å skille mellom to typer organismer med ulike opptaksveier for forurensninger og da spesielt med henblikk på giftige metaller.

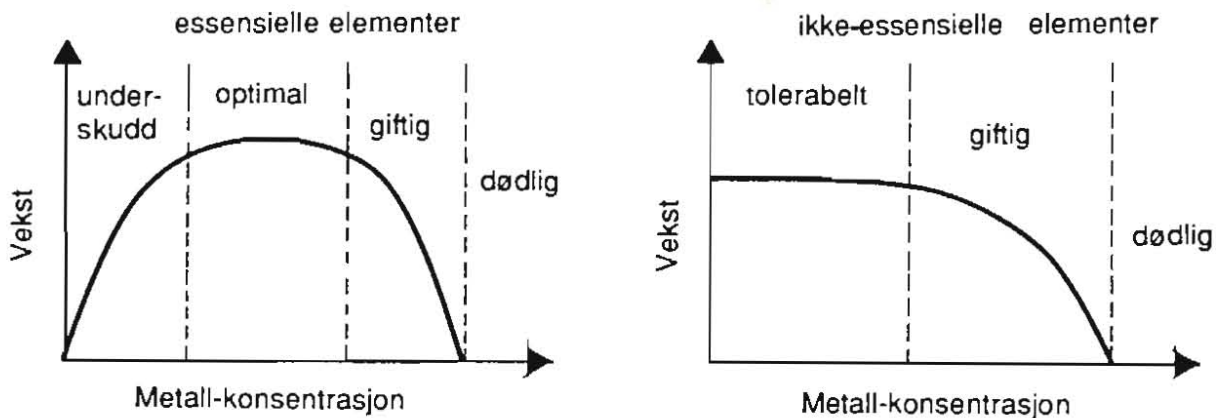
I sammenheng med dette kan det være praktisk å skille mellom to typer organismer med ulike opptaksveier for forurensninger og da spesielt med henblikk på giftige metaller.

Type A organismer lever i direkte kontakt med vann, jord eller sedimenter, men er ikke i stand til å konsumere forurenset partikulært materiale, og gjelder i hovedsak planter. For denne gruppen er det mediets dvs vannets, porevannets eller markvannets innhold av frie ioner eller hydrolyseprodukter som er de biotilgjengelige forbindelsene. Sentralt i denne sammenheng blir derfor de faktorer som påvirker forurensningens fysikalsk-kjemiske former i miljøet.

Type B organismer kan i tillegg til opptak som karakteriserer type A også fordøye forurenset partikulær materiale (mat) i tarmsystemet. I denne gruppen finner vi vesentlig dyr, mennesket inkludert.

Reaksjonsmønsteret ved økende konsentrasjon av en forurensning fram til denne virker toksisk, er forskjellig for disse to gruppene. Imidlertid vil det ved en videre økning inntre en giftig og dødelig fase i begge tilfellene. Dette viser at f eks alle tungmetaller er potensielle trusler mot levende organismer uansett om de er essensielle eller ikke. Det er imidlertid svært vanskelig å angi et definert konsentrasjonsområde som virker toksisk på en bestemt organisme, fordi dette er avhengig av :

1. Metalllets fysikalske-kjemiske tilstandsform (foreligger metallet som frie ioner, hydrolyseprodukter, komplekser eller assosiert til suspendert partikulært materiale) og miljøets kjemiske rammebetingelser som surhetsgrad, redoks og mulighet for metylering
2. Konsentrasjon av andre metaller og næringsalter
3. Fysiske forhold som f eks lys og temperatur
4. Organismens tilstand (stress), levealder, utviklingstrinn, alder og kjønn
5. Evnene til å produsere proteiner som binder metaller (f eks metallothioniner som senker konsentrasjonen av frie ioner i kroppsvæskene)
6. Evnen til å regulere forholdet mellom opptak og ekskresjon ("turnover frekvens")



Figur 1.1 Biologiske vekstmønstre for essensielle og ikke-essensielle tungmetaller

Effekter på det biokjemiske nivået er molekylære eller cellulære endringer. For eksempel indusering av et enzym eller enzymesystem som har detoksifiserende effekt. Dette kan skje ved lave konsentrasjoner av miljøgifter, ofte før de gir noen negative effekter for organismen. Derfor kan slike enzymer eller enzymesystemer tjene som indikatorer på at en miljøgift er til stede (f.eks. P450 enzymesystemet).

For høye konsentrasjoner av en miljøgift vil gi effekter på organismen på det fysiologiske nivået. Dette dreier seg om fysiologiske og morfologiske endringer i organismen. Organismen må kompensere for belastningen, og dette kan i mange tilfeller ta energi fra andre viktige prosesser. Effekter på det økologiske nivået kan innebære en forandring av populasjoner, sammensetning av organismer eller hele økosystemer.

De økologiske effektene regnes som den mest alvorlige konsekvensen av en forurensning. Problemet med disse er at de ofte er svært vanskelig å påvise. Det er også vanskelig å finne årsakssammenhengene mellom effektene og selve forurensingen. Dette problemet forverres ytterligere ved at det som er den naturlige tilstanden i et økosystem og variasjonen av denne ofte er helt ukjent.

Dersom en forurensning skal kunne tas opp i en organisme må den forekomme på en kjemisk form som gjør at den er fysiologisk mulig å ta opp via gjeller, hud eller tarmsystem. Unntak her er ved direkte inhalasjon av resuspendert materiale eller forurensninger i luft som via luftveiene deponeres direkte i lungene. Vanligvis vil bare en fraksjon av den totale konsentrasjonen av en gitt forurensning foreligge på en form som er potensielt biotilgjengelig. I vann er denne fraksjonen direkte relatert til konsentrasjonen, eller aktiviteten av frie ioner. Dette vil si at en totalbestemmelse av en forurensning i de fleste tilfeller har begrenset verdi. Ladete forbindelser med en liten molekylvekt har fått stor oppmerksomhet på grunn av antatt giftighet ovenfor akvatiske organismer. Organiske komponenter med en nominell diameter på ~1 nm og lengde på 5,3 nm penetrerer naturlige membraner svært langsomt så fremt de gjør det i det hele tatt. Imidlertid er det mange organismer som beiter og fordøyer partikulært materiale. Akkumulering og opptaket av en forurensning vil i slike tilfelle være avhengig av innholdet av partikulært materiale i vannfasen i stedet for hva som foreligger i løsning. I tillegg vil opptak av flere metaller forutsette en bærer gjennom biologiske membraner. Derfor kan de biologiske opptaks-mekanismene være svært kompliserte, slik at størrelsen på en forbindelse er bare en av kriteriene for opptak.

Miljøgifter kan være skadelige for ulike organismer både på en direkte måte og på en indirekte måte. Den direkte måten er at giften angriper organismen fra utsiden. Ulike metaller kan for eksempel angripe fiskegjeller og skade vevet i disse. Konsekvensene av dette kan være mange, fordi fiskegjellene er sete for mange livsviktige prosesser hos fisken. Den indirekte måten er at giften tas opp i organismen og har en toksisk effekt inne i dyret eller planten. Enkelte metaller kan for eksempel angripe sentralnervesystemet hos

fugl og pattedyr. Et slikt metall er kvikksølv, som i miljøet ikke ser ut til å være spesielt farlig for hverken fugl eller pattedyr før det blir tatt opp, og akkumuleres i nervevev.

1.4 Økosystemet

Økosystemet kan deles i to deler, den abiotiske (ikke-biologiske eller døde) og den biotiske (biologiske eller levende). I naturlig vann vil organismene som lever der vekselvirke og være innbyrdes beslektet med hverandre. På grunn av at det kontinuerlig tilføres solenergi (fotosyntesen), som er nødvendig for at liv skal bestå, vil et økosystem aldri være i likevekt. Det økologiske system, eller økosystemet, kan betraktes som en enhet i miljøet som inneholder en biologisk organisering av organismer som gjensidig vekselvirker med det kjemiske og det fysiske miljøet. I dette systemet er innstrømmingen av energi og den negative entropien reflektert av en karakteristisk trofisk struktur som fører til en omsetning og omløp av materiale innenfor systemet. I et økosystem som er i en stabil tilstand vil forbruket og forråtnelsen av organisk materiale samt forbruket av oksygen være i balanse.

Fordelingen av kjemiske komponenter i vann og sedimenter er sterkt influert av interaksjoner og blandsonene mellom den abiotiske og den biologiske delen av økosystemet. Radioaktive isotoper er ofte i bruk til måling av tidsskalaene i slike prosesser. På samme måte kan også stabile isotoper brukes i kvantitative tolkning av biokjemiske og miljømessige omløpsprosesser.

1.4.1 Abiotiske forhold

De viktigste abiotiske forholdene er grunnforholdene, med andre ord sammensetningen av jordsmonnet eller sedimentet. Evnen til et jordsmonn eller sediment til å holde på en miljøgift er først og fremst avhengig av partikkelstørrelsen, innholdet og typen av mineraler og innhold av organisk materiale. I tillegg til å bestemme konsentrasjonen av en forurensing som er i jorden eller sedimentet, er styrken av kjemisk binding eller evnen til å danne en binding, viktig når det gjelder mobiliteten (biotilgjengeligheten) til en giftig komponent. En miljøgift vil selv om den foreligger i høye konsentrasjoner ha liten mobilitet i miljøet dersom den er sterkt bundet til suspendert partikulært materiale i vannfasen eller til en sedimentoverflate. Konsekvensen av dette er at høye konsentrasjoner av en giftig forbindelse ikke nødvendigvis er en trussel for økosystemet.

Spesielt på land er hydrologi og klima andre viktige abiotiske faktorer som er viktige. I havet og i ferskvann er strømforholdene (styrke, varighet og retning) viktig i tillegg til klimafaktorene. Som allerede nevnt har disse faktorene betydning for tilførselen og avrenningen av stoffer fra miljøet, samt hastigheten på ulike prosesser som nedbryting, binding og løselighet av kjemiske forbindelser i vann. I tillegg kommer også de kjemiske egenskapene til selve miljøgiften inn. Herunder, vil f.eks. en giftig forbindelses evne til å adsorberes, desorberes (frigjøres) og metyleres være viktig. Ulike oksydasjonstrinn til et

metall fører ofte til forskjellig giftighet og mobilitet (f.eks. evnen til å passere en naturlig membran). Dersom et metall danner et kompleks med en naturlig tilgjengelig ligand øker vanligvis metallets mobilitet, men samtidig kan biotilgjengeligheten og dermed også giftigheten avta. Metaller som er svakt adsorbent til partikler kan lett tas opp i organismer, mens miljøgifter som adsorberes til humusstoffer ofte blir mindre tilgjengelige for opptak. Kjemiske parametere som pH, redoksforhold (tilstedeværelse av O_2) og ionestyrke (salinitet) er blant de abiotiske faktorene som er viktige for nedbryting, binding og løselighet av komponenter og følgelig for mobilitet og biotilgjengelighet.

1.4.2 Biotiske forhold

I tillegg til de abiotiske faktorene, er det også en rekke biotiske faktorer som bestemmer mobiliteten av en miljøgift. Selve jordsmonnet eller sedimentet består i tillegg til porevann og ulike partikler, av mikroorganismer og små dyr. Disse er viktige i nedbrytingsprosesser, og spiller derfor en sentral rolle når det gjelder både desorpsjon, omdannelse og mobilitet av mange miljøgifter. Et metall som f.eks. er bundet til organiske partikler vil frigjøres fra disse og mobiliseres når partiklene blir spist og brutt ned av disse organismene. Dermed kan også biotilgjengeligheten øke. Organismene som lever i og på jord og sediment kan, også ta opp et giftig stoff og omdanne dette i sitt stoffskifte, slik at giftigheten avtar. De fleste levende organismer har egne detoksifiseringssystemer for mange ulike giftstoffer.

1.4.3 Opptak

Opptaket av en miljøgift hos dyr skjer hovedsakelig gjennom fordøyelseskanalen (magen og tarmen), over respiratoriske overflater (gjeller eller lunger), og noe over kroppsoverflaten (huden). Fordøyelseskanalen er spesielt viktig, men for akvatiske organismer er ofte de respiratoriske overflatene viktigere når det gjelder opptak av miljøgifter. De respiratoriske overflatene har også en viss betydning for opptak av gifter hos landlevende dyr, men ikke i samme utstrekning som hos vannlevende. Hos fisk er både gjellene og fordøyelseskanalen viktige opptakssteder for både metaller og andre miljøgifter. Vi kan si at gjellene er viktigst når det gjelder vannløselige stoffer, mens fordøyelseskanalen er viktigst når det gjelder fettløselige stoffer, eller stoffer som er akkumulert i de organismene som fisken spiser. Fordi oksygeninnholdet i vann ($7 \text{ ml } O_2/l$) bare er en brøkdel av det vi har i luft ($209 \text{ ml } O_2/l$), må fisk la enorme mengder med vann passere gjelleoverflaten for å ekstrahere den nødvendige mengden med oksygen. Dette gjør at for eksempel tungmetaller som er løst i vann svært lett kommer i kontakt med gjelleoverflaten. Det blir ikke noe bedre for fisken at epitelet i gjellene bare er ett cellelag tykt (for å minske diffusjonsavstanden for oksygen).

I saltvann er det en konsentrasjonsgradient for vann ut av fisken (gjelder imidlertid ikke bruskfisker og kjeveløse fisker). Det betyr at saltvannsfisk må konsumere ganske store mengder vann for å opprettholde vannbalansen. Derfor kan miljøgifter som er løst i vannet

også i noen grad tas opp i fordøyelseskanalen hos marine fiskearter. Miljøgifter som er akkumulert i byttedyr vil imidlertid lett tas opp i tarmen. Det er blant annet vist at det både i tunfisk og sverdfisk, som kan bli svært gamle og er høyt oppe i denne næringskjeden, kan inneholde svært høye konsentrasjoner av tungmetaller. I ferskvann er opptaket av miljøgifter i fordøyelseskanalen begrenset til det som finnes i føden. Fisk i ferskvann konsumerer ekstremt lite vann, fordi de har det motsatte problemet sammenlignet med saltvannsfisk når det gjelder vannfluks inn og ut av kroppen. Det er blitt vist at ørret tar opp svært lite radioaktivitet fra vannfasen. Radioaktiviteten i fisken skyldes først og fremst kontaminert mat.

Landlevende dyr tar hovedsakelig opp miljøgifter gjennom fordøyelseskanalen. Planter har ingen fordøyelseskanal, og opptaket av miljøgifter skjer enten over overflaten (viktig når det gjelder alger), eller via røttene. Dette betyr at det først og fremst er vannløselige miljøgifter som blir tatt opp og akkumulert i planter.

De biotiske faktorene som bestemmer giftvirkningen og tålegrensen for en miljøgift, er også viktig når det gjelder hvor mye en organisme tar opp av giften. Selvsagt er konsentrasjonen av giften i miljøet også viktig. Ulike organismer kan ha helt forskjellig opptak av en miljøgift. Som regel øker innholdet av miljøgifter med alderen til en organisme, men dette gjelder imidlertid ikke alltid. En del virvelløse dyr, som for eksempel insekter, kan deponere og lagre tungmetaller i skallet sitt. Ved skallskifte kvitter de seg dermed med belastningen. Innholdet av tungmetaller i mange insekter varierer derfor ikke med alderen, men med tiden fra siste skallskifte. Det samme gjelder en del planter som deponerer miljøgifter i blader, som senere faller av. Enda mere komplisert blir dette dersom effekter på hele økosystemet skal diskuteres og modelleres. Vi må forvente både kvalitative og kvantitative strukturelle og funksjonelle endringer i økosystemet ved økende forurensning. Men å sette eksakte grenser er ofte svært vanskelig, fordi toleransen ovenfor spesifikke miljøgifter er meget forskjellig fra miljø til miljø. En av årsakene til dette er at et gitt økosystem kan tilpasse seg et relativt høyt bakgrunnsnivå av en miljøgift innenfor visse grenser. Disse tilpasningene består av mekanismer som begrenser opptaket, øker utskillelsen og/eller øker avgiften. Selv om forurensningen konsentreres eller akkumuleres i en populasjon ikke fører til toksiske effekter, så kan det få "indirekte" konsekvenser for eventuelle predatorer lengere opp i næringskjeden. Selv beskjedene forurensninger av et ikke essensielt metall som f.eks kvikksølv, kan føre til alvorlige konsekvenser for toppretatorer som rovfugl.

1.5 Toksikologiske tester

I toksikologien er det vanlig å undersøke graden av giftigheten til en gitt forbindelse ved å måle den akutte giftigheten. Denne uttrykkes som LC_{50} -verdi (Lethal Concentration 50%), som er et mål på den konsentrasjonen av et stoff løst i vann som dreper 50 % av testorganismene, vanligvis i løpet av 48 eller 96 timer. Denne typen tester er lite relevant

for de forholdene vi finner ute i naturen. LC_{50} -verdier har derfor svært begrenset verdi når man skal vurdere de potensielle effektene av et giftstoff i økosystemet. Undersøkelser hvor man studerer ikke-akutte og kroniske effekter av et giftstoff er derimot mer nyttig for slike vurderinger. Man kan for eksempel studere reproduksjonssuksessen, veksten eller atferden til en organisme som utsettes for en miljøgift over lengre tid. Selv om slike undersøkelser gir oss betydelig mer informasjon om hvordan en organisme reagerer på en miljøgift enn LC_{50} , har også denne typen undersøkelser begrensninger når det gjelder forståelsen av økotoksikologiske prosesser. Fordi det er umulig å gjenskape realistiske feltbetingelser i laboratorieforsøk, er det nødvendig å supplere toksikologiske tester med overvåking og måling av miljøgifter og effekter ute i naturen. Dette er nødvendig dersom vi ønsker fullt ut å forstå hvilke konsekvenser økte mengder av miljøgifter har i naturen. I utgangspunktet er det svært vanskelig å måle den biotilgjengelig fraksjonen av en gitt forurensning. Dette er ikke bare et spørsmål om å måle den aktuelle konsentrasjonen av frie ioner i vann eller i tarmsystemet. Men også å finne et mål på graden av desorpsjon av en miljøgift fra suspendert partikulært materiale eller faste partikler i vannfasen. I tillegg bør man også danne seg en formening om en eventuell mobiliseringen av f eks et tungmetall fra sedimentene.

1.6 Tålegrenser

Tålegrensen for et stoff er den mengden eller konsentrasjonen av stoffet hvor organismen eller økosystemet ikke lenger greier å kompensere for den belastningen det utsettes for. Vi kan tenke oss at vi spiser store mengder natriumklorid (NaCl eller bordsalt). Dette er et stoff vi må ha for å leve, men vi trenger bare en viss mengde. Dersom denne essensielle mengden overskrides, vil vi skille ut overskuddet ved hjelp av fysiologiske prosesser i nyrene. Denne utskillelsen er en kompensatorisk respons på for høye mengder av NaCl. Dersom inntaket er så høyt at nyrene ikke greier å skille ut alt overskuddet, har vi derimot nådd tålegrensen vår for dette stoffet. Over denne grensen vil NaCl være toksisk.

På grunn av at responsen ved en økt belastning i et økosystem er svært komplekst har det vist seg at bruken av et relativt mål på forurensingen kan være et godt alternativ til å karakterisere belastningen av en miljøgift på et økosystemet. Det kan derfor defineres en kontamineringsfaktor, K_f

$$K_f = C/C_0$$

hvor: C er den observerte konsentrasjonen av en gitt forurensning og C_0 er den beregnede eller antatte bakgrunnskonsentrasjonen.

Denne betraktningmåten kan gi et relativt mål for forurensingstilstanden for et gitt økosystem hvor det akkumuleres en miljøgift. Høye K_f -verdier gir f eks et mål på sannsynligheten for at et tungmetall kan remobiliseres fra et innsjøsediment og gi en gifteffekt. Det har vist seg at bruken av K_f - verdien kan være et viktig verktøy til å

kartlegge et forurensingsnivået for mange tungmetaller. Hovedårsaken til dette er at organismene innenfor visse grenser er tilpasset bakgrunnsnivået. I denne sammenheng sier en bestemmelse av totalkonsentrasjonen lite. Ved å sammenligne disse verdiene for forskjellige metaller kan man få et mål på de ulike metallenes evne til å utøve biologiske effekter innenfor et gitt økosystem. På bakgrunn av K_f -verdiene kan det defineres forskjellige forurensningsklasser ut fra en skjønsmessig vurdering (se tabellem nedenfor). Svakheten med å benytte dette systemet er at det har vært vanskelig å knytte noen økologiske effekter til de ulike klassene. Derfor må denne inndelingen betraktes som en gradering for at toksiske effekter i et økosystem skal kunne oppstå. En sterk påvirkningsgrad vil gi større sjanser for å gi toksiske virkninger enn et system som har moderat påvirkningsgrad. Imidlertid, er det vanlig å knytte K_f -verdiene og forurensningsklasser til følsomhetsparametere i modellberegninger og er dermed et viktig verktøy i konstruksjon av modeller.

Klasser	K_f	Påvirkningsgrad
1	< 1,5	ubetydelig
2	1,5 - 3	moderat
3	3 - 6	markert
4	> 6	sterk

Tabell 1.1 Klassifisering av forurensingsgraden av tungmetaller med bakgrunn i svenske inndelingskriterier (Lintrer 1989), modifisert i henhold til norsk praksis ved bruk av betegnelser for ulik forurensingsgrad (Rognerud og Fjeld 1990)

2 TUNGMETALLER

Tungmetaller defineres ofte som metaller med tetthet over 5 g/cm^3 . De fleste tungmetaller forekommer i lave konsentrasjoner på jordens overflate. På grunn av tyngdekraften ved jordens dannelse ble de fleste tungmetallene trukket mot jordens sentrale deler. Jordskorpen består derfor i hovedsak av lettere metaller i tillegg til halvmetaller og ikke metaller (unntak er jern og mangan). Tungmetallene er grunnstoffer som ikke kan brytes ned av biologiske, fysiske eller kjemiske prosesser. Derfor kan de akkumuleres i organismer og næringskjeder. Karakteristisk for disse metallene er at de har relativt stor bindingskapasitet til skogsmark og innsjøsedimenter. Dette fører til at de kan akkumuleres i økosystemet over tid, slik at moderate utslipp kan føre til store forurensninger innenfor et langt tidsperspektiv. En slik forurensing kan derfor ha betydning for livet i vann i lang tid, selv om utslippene er moderate og kortvarige. Dersom bindingskapasiteten overskrides, f.eks. ved at nedbøren forsures eller andre prosesser skjer i nedbørsfeltet eller sedimentene, kan metallene løses ut i vannfasen og bli en trussel for økosystemet. Dyr som lever i dette økosystemet kan da bli utsatt for forgiftninger ved at maten er forurenset og at de giftige

metallene løses ut i den sure magesaften. Mange tungmetaller kan gi kroniske forgiftninger i levende organismer, selv lenge etter at eksponeringen er over.

Mange tungmetaller er giftige, men enkelte er samtidig essensielle i små konsentrasjoner (se tabell 2.1). Opptaket av tungmetaller i dyr kan foregå over huden, gjeller, lunger, eller fordøyelseskanalen. Det er stor variasjon blant ulike arter når det gjelder evnen til å regulere nivået av tungmetaller i kroppen. Blant krepsdyrene finner vi f.eks. en rurart (*Elminius modestus*) som akkumulerer sink (Zn) gjennom hele livet. Metallet avgiftes (bindes til protein) og lagres i celler i kroppen. Et annet krepsdyr, reken *Palaemon elegans* øker utskillelsen av sink dersom nivået av metallet stiger i miljøet, slik at konsentrasjonen i kroppen holdes konstant. Noen dyr greier altså å balansere opptaket av et metall med utskillelse, mens andre derimot kan regulere nivået i kroppen innenfor helt bestemte grenser. Det kan være verdt å merke seg at det kun er de essensielle metallene som det ser ut til å være reguleringsmekanismer for. Det er imidlertid mange dyr som har liten eller ingen evne til å regulere eller balansere opptak av tungmetaller i det hele tatt. Det er også viktig å være klar over at nær beslektede arter ofte kan ha helt forskjellige strategier og tilpasninger når det gjelder regulering av tungmetaller i kroppen.

Metall		Essensielt? (ja/nei)
Bly	Pb	nei
Kadmium	Cd	nei
Kvikksølv	Hg	nei
Kobber	Cu	ja
Krom	Cr	ja
Nikkel	Ni	ja
Sink	Zn	ja

Tabell 2.1 Essensielle og ikke-essensielle tungmetaller som regnes som de viktigste når det er snakk om miljøgifter. Essensielle stoffer er stoffer som er nødvendige for å leve, som for eksempel mineraler

2.1 Bly (Pb)

Bly er et av de mest giftige tungmetallet som det finnes mest av i naturen. Elementet finnes i forholdsvis høye konsentrasjoner og forekommer i de fleste miljøer og biologiske systemer. På tross av dette er bly ikke et essensielt metall. Tabell 2.2 gir en oversikt over bakgrunnsnivåene for bly i ulike miljøer. Det er verd å legge merke til at Pb viser stor variasjon i marine sedimenter fra ulike fjorder i Norge. Sedimentkonsentrasjonene, indikerer at flere fjorder er blyforurenset. Imidlertid, Varangerfjorden i Finnmark, viser

relativt lave konsentrasjoner og disse kan benyttes som bakgrunnsnivåer for marine sedimenter.

Marine sedimenter	20 - 3000	mg Pb/kg
Sediment Varangerfjorden	3 - 29	mg Pb/kg
Innsjø sedimenter	30 - 170	mg Pb/kg
Jord Sør-Norge	20 - 100	mg Pb/kg
Jord hele landet	10 - 30	mg Pb/kg
Sjøvann	0,02 - 0,04	µg Pb/l
Ferskvann	0,5 - 2,0	µg Pb/l
Grunnvann	0,05 - 0,09	µg Pb/l

Tabell 2.2 Konsentrasjoner av bly i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

De viktigste kildene til antropogent bly i miljøet, er utslipp fra smelteverk, avgasser fra forbrenningsmotorer og fra brukte batterier som deponeres i naturen. Bly brukes også i metallegeringer (messing), i prosjektiler og i kabler. Organiske blyforbindelser er mye brukt som tilsetning i maling. Etter at man har redusert bruken av bly i bensin, har utslippene av bly til atmosfæren gått ned. Dette har naturligvis også ført til at avsetningene av lufttransportert bly har gått ned. I februar 1980 var blyinnholdet i luft i St Olavs gate i Oslo på 1,56 µg Pb/m³ luft. I 1991 viser de samme målingene at mengden er redusert til 0,11 µg Pb/m³ luft. Generelt er blyinnholdet i nedbøren redusert med omtrent 50 %.

I jord og vann transporteres bly relativt lett. Denne mobiliteten skyldes at bly danner sterke bindinger til uorganisk partikulært materiale og humus.

Tabell 2.3 viser nivå av bly i ulike organismer. Oppkonsentreringen av bly oppover i de forskjellige næringskjedene er relativt lav, slik at dette er ikke blir betraktet som et alvorlig problem. Blåskjell (*Mytilus edulis*) er mye brukt som bioindikator. I tabell 2.3 ser vi at blåskjell fra den forurensede Saudafjorden, har et innhold som er opptil 100 ganger større enn i blåskjell fra lite forurensede fjorder (generelt nivå).

Brunalger (tang)	0,30 - 2,80	mg Pb/kg tørrvekt
Blåskjell (generelt nivå)	0,51 - 2,70	mg Pb/kg tørrvekt
Blåskjell (Saudafjorden)	15,2 - 68,3	mg Pb/kg tørrvekt
Fisk (marin, torskelever)	0,03 - 0,30	mg Pb/kg våtvekt
Fisk (ferskvann, muskel)	0,05 - 0,35	mg Pb/kg våtvekt
Furumose	2,31 - 11,2	mg Pb/kg våtvekt
Reinlav	0,98 - 22,8	mg Pb/kg tørrvekt
Blåbærlyng	0,20 - 0,83	mg Pb/kg våtvekt
Bjerk	0,35 - 4,42	mg Pb/kg våtvekt
Lirype (lever)	0,92 - 3,38	mg Pb/kg tørrvekt
Orrfugl (lever)	0,10 - 3,10	mg Pb/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	4,20 - 8,20	mg Pb/kg tørrvekt
Hare (lever)	0,26 - 2,90	mg Pb/kg tørrvekt

Tabell 2.3 *Innhold av bly i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge*

2.1.1 Toksiske effekter av bly

Bly anses generelt å representere et betydelig miljøproblem i Norge. Bly kan være akutt giftig for vannlevende organismer, men da ved relativt høye konsentrasjoner (tabell 2.4). Bly akkumuleres i mange ulike vevstyper hos vannlevende dyr, blant annet i ekskresjonsorganer (nyrer hos fisk og sjøpattedyr), i gjeller og i fordøyelseskjertler (lever hos fisk og sjøpattedyr). Sjøpattedyr akkumulerer også bly i spekk, benvev og tenner. Hos landlevende virveldyr akkumuleres mye bly i fettvev og nervevev, og har hovedsakelig nevrotoksisk virkning på disse. Bly har også en negativ effekt på dannelsen av hemoglobin hos virveldyr. Dette gir kortere levetid for de røde blodcellene og fører som regel til anemi. Bly kan også ha negativ effekt på fordøyelsessystemet og på reproduksjonen. Nyreskader er vanlig etter eksponeringer for høye blynivåer. Organiske blyforbindelser er omtalt i kapittel (xx).

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Vannloppe	48 timer - blyklorid	450 µg Pb/l
Reke	96 timer - Tetraetyl-bly (organisk bly)	20 µg Pb/l
Blåskjell	96 timer - Tetraetyl-bly (organisk bly)	100 µg Pb/l
Regnbueørret	96 timer - blynitrat	1470 µg Pb/l

Tabell 2.4 *Akutt giftighet av bly for noen vannlevende organismer*

2.2 Kadmium (Cd)

Kadmium er meget giftig og forekommer naturlig i miljøet i svært lave konsentrasjoner (tabell 2.5). Kadmium er et ikke-essensielt metall og frigjøres naturlig fra vulkaner og fra råtnende planterester. I likhet med bly, varierer konsentrasjonen av kadmium i marine sedimenter mye. Konsentrasjonene som er oppgitt for de ulike fjorder i Norge kan tyde på at flere norske fjordene er kadmiumforurenset. Sediment fra Varangerfjorden i Finnmark viser imidlertid så lave konsentrasjoner, at det kan betraktes som bakgrunnsnivåer for marine sedimenter.

Marine sedimenter	0,01 - 1000	mg Cd/kg
Sediment Varangerfjorden	0,05	mg Cd/kg
Innsjø sedimenter	0,2 - 1,1	mg Cd/kg
Jord Sør-Norge	0,35 - 1,07	mg Cd/kg
Jord Nord-Norge	0,17 - 0,21	mg Cd/kg
Jord hele landet	0,80	mg Cd/kg
Ferskvann	0,11 - 2,8	µg Cd/l
Grunnvann	< 10	µg Cd/l
Sjøvann	0,003 - 0,050	µg Cd/l

Tabell 2.5 Konsentrasjon av kadmium i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Det finnes flere forurensningskilder for kadmium. Kadmium tilføres miljøet fra gruvedrift, avfallsforbrenning og forbrenning av olje og kull. Flere typer kunstgjødsel inneholder kadmium, slik at avrenning fra dyrket mark kan være en potensiell kilde for forurensning av kadmium. Det desidert største bruksområdet for kadmium er i nikkel-kadmium batterier. Forbruket av slike batterier er og har vært høyt, slik at også dette må tas i betraktning som kilde for kadmiumforurensning. Kadmium blir også brukt til elektroplating og galvanisering på grunn av ikke-korrosive egenskaper, videre blir kadmium også brukt som fargepigment i maling og plast.

Den største tilførselen av kadmium til norsk natur er i dag gjennom langtransportert forurensning fra utlandet. Dette skyldes at de viktigste industriutslippene i Norge er sterkt redusert de siste årene, og bidrar ikke i samme grad som før til denne forurensingen. I perioden 1988 til 1991 har kadmiummengden i luft over Norge variert mellom 0,002 og 0,011 µg Cd/m³ luft, mens innholdet i nedbør har ligget mellom 0,06 og 0,34 µg Cd/l.

I det marine miljøet danner kadmium lett stabile komplekser med klorid. Kadmium danner imidlertid svake bindinger til partikulært materiale og danner også i liten grad komplekser med organiske komponenter i vann. Den lave bindingsevnen til partikler gjør at det raskt

oppnås en likevekt av kadmium mellom sjøvann og marine sedimenter. Derfor fordeler kadmium seg i havet på samme måter som nærings saltene.

Den langtransporterte forurensningen fra Europa bidrar til betydelige avsetninger av kadmium, spesielt i de sørlige delene av landet. Det kan også nevnes at kadmium er et mobilt metall som lett tas opp i planter (tabell 2.6).

Brunalger (tang)	0,08 - 1,40	mg Cd/kg tørrvekt
Brunalger (Hardangerfjorden)	5,1 - 23,4	mg Cd/kg tørrvekt
Blåskjell	0,3 - 5,2	mg Cd/kg tørrvekt
Blåskjell (Hardangerfjorden)	19,0 - 76,1	mg Cd/kg tørrvekt
Fisk (marin, torskelever)	0,06 - 0,170	mg Cd/kg våtvekt
Fisk (ferskvann, muskel)	0,002 - 0,020	mg Cd/kg våtvekt
Fisk (abborlever, Telemark)	0,42 - 6,9	mg Cd/kg våtvekt
Furumose	0,06 - 0,32	mg Cd/kg våtvekt
Reinlav	0,04 - 0,37	mg Cd/kg tørrvekt
Blåbærlyng	0,01 - 0,035	mg Cd/kg våtvekt
Bjerk	0,13 - 0,28	mg Cd/kg våtvekt
Lirype (lever)	7,2 - 12,3	mg Cd/kg tørrvekt
Orrfugl (lever)	1,2 - 2,9	mg Cd/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	3,0 - 5,6	mg Cd/kg tørrvekt
Hare (lever)	0,7 - 2,1	mg Cd/kg tørrvekt

Tabell 2.6 Innhold av kadmium i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Marine alger og bløtdyr (blant annet snegl og muslinger) er kjent for å akkumulere store mengder kadmium i forurensede områder (tabell 2.6, Hardangerfjorden). Algene tar opp mye kadmium som er assosiert med nærings salt i vannet, mens bløtdyrene tar opp metallet gjennom føden. For mange bløtdyrarter, f eks snegl, er føden nettopp alger som de skraper av fra underlaget. Andre bløtdyr som f eks blåskjell (*Mytilus edulis*), filtrerer algene direkte fra sjøvannet. På grunn av at blåskjell er utbredt langs hele norskekysten og at responsen overfor kadmium er god blir blåskjell brukt som indikatororganisme for kadmiumforurensning.

Ikke bare for marine virvelløse dyr, men også for fisk og sjøpattedyr er føden en viktig kadmiumkilde. Det er vist at sjøpattedyr akkumulerer kadmium i nyrene og i leveren etterhvert som de blir eldre. Dette skyldes ikke bare et høyt opptak av kadmium, men også det faktum at metallet har meget lang oppholdstid i kroppen. Halveringstiden (den tiden det tar for organismen å kvitte seg med halvparten av metallet etter et engangsopptak) for kadmium i kroppen er mellom 10 og 20 år. Utslipp og deponering av kadmium i miljøet regnes som et betydelig problem i Norge. Akkumuleringen av kadmium i mat som f eks blåskjell og fiskelever er kanskje det største problemet med dette tungmetallet.

2.2.1 Toksiske effekter av kadmium

De mest alvorlige konsekvensene av kadmiumforgiftning hos virveldyr, medregnet mennesket, er nyresvikt og skader på benvev. Dersom kadmium inhaleres kan det dessuten forårsake lungeemfysem. Svært mange organismer har metallbindende proteiner som et forsvar mot metallforgiftning. Proteinet metallotionein er et slikt protein, og kadmium danner lett komplekser med dette proteinet. Kadmium bundet til metallotionein er ikke toksisk. Det er først når kadmiumkonsentrasjonen overskrider konsentrasjonen av metallotionein at kadmium virker giftig. Metallotionein har stor bindingsevne for kadmium, men proteinet danner også komplekser med tungmetallene kobber og sink.

Høye konsentrasjoner av kadmium er akutt giftig (tabell 2.7). Akutte effekter på vannlevende organismer kan forekomme ved punktutslipp. En kjent kronisk effekt av kadmium på fisk er ryggmargskrumming.

Organisme	Eksposering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia sp.</i>)	48 timer - kadmiumklorid	65 µg Cd/l
Reke (<i>Crangon sp.</i>)	48 timer - kadmiumklorid	1200 µg Cd/l
Regnbueørret	96 timer - kadmiumnitrat	7 µg Cd/l
Laks	25 døgn - kadmiumnitrat	5 µg Cd/l

Tabell 2.7 Akutt giftighet av kadmium for noen vannlevende organismer

2.3 Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et tredje giftig og ikke-essensielt tungmetall. Størstedelen av det kvikksølvet vi finner i miljøet er av naturlig forekomst. Hovedkildene til dette er vulkansk aktivitet, forvitring av kvikksølvholdige mineraler og bergarter og erosjon av løsmasser. Konsentrasjonene av kvikksølv er særdeles lave (tabell 2.8). Mengden av kvikksølv i marine sedimenter tyder at mange fjorder og kystområder er kraftig forurenset. Bakgrunnsnivået for kvikksølv i marine sedimenter ligger sannsynligvis under 0,01 mg Hg/kg sediment.

Marine sedimenter	0,01 - 234	mg Hg/kg
Innsjø sedimenter	0,07 - 0,30	mg Hg/kg
Jord Sør-Norge	0,14 - 0,20	mg Hg/kg
Jord Nord-Norge	0,13 - 0,15	mg Hg/kg
Jord hele landet	0,16	mg Hg/kg
Ferskvann	0,001 - 0,020	µg Hg/l
Grunnvann	< 0,001	µg Hg/l
Sjøvann	0,002 - 0,003	µg Hg/l

Tabell 2.8 Konsentrasjon av kvikksølv i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Antropogene kvikksølvforurensninger stammer i første rekke fra industriutslipp (kloralkali-industrien), og fra batterier og termometre som kastes i naturen. Kvikksølv brukes dessuten i amalgam (tannfyllinger).

Kvikksølv danner sterke bindinger til organiske partikler både i sedimenter og jord. Hg bindes derfor raskt til organiske partikler i vannfasen, sedimenter og jord. Derfor vil en eventuell desorpsjon fra partikulært materiale skjer langsomt. Bindingen av alle metaller, inkludert kvikksølv, til jordpartikler er imidlertid avhengig av pH. Ved lav pH løses metallene lettere fra partikulært materiale.

I saltvann danner kvikksølv også kloridkomplekser, og i anoksiske sedimenter kan kvikksølv danne sulfidkomplekser. Biotilgjengeligheten til kvikksølv er avhengig av hvilken form metallet foreligger på. Organiske kvikksølvforbindelser er betydelig mer biotilgjengelige en uorganisk kvikksølv. Derfor er det viktig å legge merke til at kvikksølv kan metyleres (bindes til metylgrupper) av bakterier i både marine sedimenter og ferskvannsedimenter.

2.3.1 Toksiske effekter av kvikksølv

Kvikksølv tas opp og oppkonsentreres i mange organismer (tabell 2.9). Både opptaksveiene og målorganene for kvikksølv varierer med hvilken form kvikksølv foreligger på. Kvikksølv kan i tillegg til å være løst i vann også være bundet til jord og sedimentpartikler. Hg kan også foreligge på dampform ved normale temperaturer. Inhalasjon av kvikksølv damp kan føre til alvorlige skader på lungene og sentralnervesystemet hos mennesker og virveldyr. Uorganiske forbindelser som kvikksølvklorid, HgCl_2 , tas opp og akkumuleres i nyrene. Disse forbindelsene kan også føre til alvorlige skader, men de fleste tilfellene av kvikksølvforgiftning skyldes metylkvikksølv (CH_3Hg , $[\text{CH}_3]_2\text{Hg}$). Disse forbindelsene tas lettere opp enn andre, og er giftigere enn elementært kvikksølv (Hg). Utskillelsen av metylkvikksølv er dessuten

meget langsom, dvs den har lang biologisk halveringstid. Dette fører til at kvikksølv lett oppkonsentreres i organismer som befinner seg høyt oppe i næringskjedene. Kvikksølv er derfor bl a en av de viktigste truslene mot dyregrupper som for eksempel rovfugl. Tabell 2.10 viser akutt giftighet av kvikksølv for noen marine organismer.

Kvikksølvforgiftning er ikke uvanlig hos mennesker som har spist fisk som inneholder kvikksølv. Kvikksølv i miljøet regnes som et betydelig miljøproblem i Norge. Organiske kvikksølvforbindelser er behandlet i kapittel xx.

Brunalger (tang)	0,01 - 0,06	mg Hg/kg tørrvekt
Brunalger (Hardangerfjorden)	0,03 - 13,80	mg Hg/kg tørrvekt
Blåskjell	0,02 - 0,11	mg Hg/kg tørrvekt
Blåskjell (Hardangerfjorden)	0,32 - 1,97	mg Hg/kg tørrvekt
Fisk (marin, muskel)	0,06 - 0,13	mg Hg/kg våtvekt
Fisk (ferskvann, muskel)	0,01 - 0,49	mg Hg/kg våtvekt
Sjøfugl (Nord-Norge, egg)	0,08 - 0,49	mg Hg/kg tørrvekt
Steinkobbe (lever)	0,10 - 89	mg Hg/kg våtvekt
Nise (lever og nyre)	0,15 - 9,9	mg Hg/kg våtvekt
Etasjemose	0,06 - 0,14	mg Hg/kg tørrvekt
Reinlav	0,02 - 0,26	mg Hg/kg tørrvekt
Lirype (lever)	0,01 - 0,09	mg Hg/kg tørrvekt
Orrfugl (lever)	0,02 - 0,10	mg Hg/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	0,50 - 1,4	mg Hg/kg tørrvekt
Hare (lever)	0,01 - 0,17	mg Hg/kg tørrvekt
Isbjørn (Svalbard)	1,0 - 4,6	mg Hg/kg tørrvekt

Tabell 2.9 Innhold av kvikksølv i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia sp.</i>)	48 timer - kvikksølvklorid	5 µg Hg/l
Reke (<i>Crangon sp.</i>)	48 timer - kvikksølvklorid	3300 µg Hg/l
Regnbueørret	96 timer - kvikksølvklorid	24 µg Hg/l

Tabell 2.10 Akutt giftighet av kvikksølv for noen vannlevende organismer

2.4 Kobber (Cu)

Kobber er et metall med naturlig forekomst. Kobber er et essensielt metall som inngår i mange viktige proteiner. Hos mennesker er kobber en bestanddel i flere enzymer, som for eksempel cytokromoksidase. Selv om mekanismen er ukjent og at kobber ikke inngår i hemoglobinmolekylet, vet vi at kobber er viktig for dannelsen av hemoglobin hos pattedyr og mennesker. I dyreriket forøvrig, er kobbers viktigste funksjon at det inngår i respirasjonspigmentet hemocyanin. Hemocyanin har den samme oppgaven hos viktige dyregrupper som insekter, bløtdyr og krepsdyr som hemoglobin har hos pattedyr og menneske (transportere O₂). På grunn av at hemocyanin inneholder kobber er "blodet" til disse dyrene blågrønt, i motsetning til rødfargen som skyldes jern i hemoglobin.

Kobber finnes i de fleste jordprofiler og sedimenter (tabell 2.11), men enkelte steder kan den naturlige konsentrasjonen av kobber være så lav at organismene som lever der utvikler mangelsykdommer. Anemi er ikke uvanlig hos dyr som lever i slike områder.

Marine sedimenter	13	- 1630	mg Cu/kg
Sediment Varangerfjorden	32	- 47	mg Cu/kg
Innsjø sedimenter	7	- 800	mg Cu/kg
Jord Sør-Norge	7,3	- 19,2	mg Cu/kg
Jord Nord-Nore	6,0	- 6,6	mg Cu/kg
Jord hele landet	7,0		mg Cu/kg
Ferskvann	0,2	- 22,7	µg Cu/l
Grunnvann	1	- 71	µg Cu/l
Sjøvann	0,058	- 0,181	µg Cu/l

Tabell 2.11 Konsentrasjon av kobber i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Viktige kilder til kobberforurensning er avrenningsvann fra gruver, utslipp fra smelteverk og elektrokjemisk industri. I tillegg kontamineres naturen av kobber fra tilsetningsstoffer i malinger og impregneringer. I denne sammenheng kan det nevnes at kobber er en viktig bestanddel i antigromiddel for båter. Kobber er en meget god leder for elektrisk strøm. Et viktig bruksområde for kobber er derfor elektrisk utstyr, ledninger og elektriske kabler. Videre brukes kobber i vannrør, varmtvannsberedere og fyrkjeler. Deponeres slike forbruksvarer i naturen, vil dette føre til lokale forurensninger. Et annet viktig anvendelsesområde for kobber er i kunstgjødsel og biocider, slik at jordbruksvirksomhet kan medføre forurensning. Avsetninger av kobber fra langtransporterte forurensninger forekommer i Sør-Norge og gir opphav til kobberforurensning.

I vann vil kobber kunne foreligge på mange ulike former, løst som frie hydratiserte ioner ($\text{Cu}(\text{H}_2\text{O})_4^{2+}$), hydrolyseprodukter eller bundet til uorganiske og organiske partikler. Andelen av kobber som til enhver tid foreligger som frie ioner, er avhengig av den totale kobber konsentrasjonen, tilgjengelig ligander for kompleksdannelse, type suspendert partikulært materiale i vannfasen og pH. Ved lav pH, f.eks. forårsaket av sur nedbør, løses kobber lettere fra partikler i jord og sedimenter ut i vannfasen, enn i nøytralt miljø.

Generelt vil altså kobber mobiliseres fra jord og sedimenter i surt miljø (lav pH), under reduserende betingelser (lav tilgang på O_2), ved tilstedeværelsen av andre kationer som konkurrerer om bindingseter med kobber og ved bakteriell nedbryting av organiske kobberkomplekser.

I likhet med andre tungmetaller, kan konsentrasjonen av kobber i sedimenter være fra 1000 til 5000 ganger høyere enn det man finner i vannfasen. Dette underbygger påstanden om kobberets store affinitet overfor faste faser. Desorpsjon av kobber fra sedimenter eller jord ut i vannfasen er derfor normalt liten.

Kobber er et viktig essensielt metall og finnes derfor i alle levende organismer. Høye konsentrasjoner av kobber kan imidlertid gi en akutt forgiftning for mange organismer, blant annet for mange bløtdyr. Likeledes er bakterier, sopp og alger følsomme for kobber. Mange av disse organismene kan dø hvis de kommer i kontakt med metalliske kobberoverflater eller legeringer av kobber. Det er imidlertid mange organismer som er lite følsomme for kobber. Flere av disse kan akkumulere store mengder kobber uten å ta skade av det. Dette gjelder en del alger og muslinger, fisk og blekksprut. Tabell 2.12 viser innholdet av kobber i en rekke organismer i Norge.

Brunalger (tang)	1,5 - 15,8	mg Cu/kg tørrvekt
Brunalger (Hardangerfjorden)	12,1 - 390,0	mg Cu/kg tørrvekt
Blåskjell	1,6 - 10,1	mg Cu/kg tørrvekt
Blåskjell)	11,5 - 26,9	mg Cu/kg tørrvekt
Fisk (marin, lever)	1,6 - 10,4	mg Cu/kg våtvekt
Fisk (ferskvann, muskel)	0,1 - 1,2	mg Cu/kg våtvekt
Steinkobbe (lever)	6,1 - 11,0	mg Cu/kg våtvekt
Etasjemose	4,0 - 5,2	mg Cu/kg våtvekt
Lirype (lever)	4,5 - 22,0	mg Cu/kg tørrvekt
Orrfugl (lever)	3,9 - 28,7	mg Cu/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	71 - 170	mg Cu/kg våtvekt
Hare (lever)	2,1 - 36,5	mg Cu/kg tørrvekt

Tabell 2.12 Innhold av kobber i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

2.4.1 Toksiske effekter av kobber

Kobber virker først og fremst giftig ved at kobberionet binder seg til proteiner, og fører til denaturering og dermed feilfunksjon. Kobber ser ut til å være mindre giftig for landlevende organismer enn for vannlevende. Imidlertid kan kobber gi toksiske effekter hos drøvtyggere, kobberforgiftning av sau har derfor forekommet i Norge. For fisk og vannlevende organismer kan kobber være akutt giftig (tabell 2.13). Generelt, akkumuleres det mye kobber i planter, mens akkumulering av metallet i dyr varierer mye. Oppkonsentrering av kobber i næringskjeden er lav og regnes ikke som noe problem. Selv om kobber er mindre giftig enn tungmetaller som kvikksølv og kadmium, regnes likevel kobber som et betydelig miljøproblem i Norge.

Organisme	Eksposering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia sp.</i>)	48 timer - Cu ²⁺	9,8 µg Cu/l
Tangloppe (<i>Gammarus pulex</i>)	96 timer - Cu ²⁺	17 µg Cu/l
Regnbueørret	96 timer - Cu ²⁺	17 µg Cu/l
Laks (<i>Salmo salar</i>)	96 timer - Cu ²⁺	32 µg Cu/l

Tabell 2.13 Akutt giftighet av kobber for noen vannlevende organismer

2.5 Krom (Cr)

Krom er et metall som ganske nylig ble lagt til listen over essensielle metaller. Man har blant annet funnet ut at krom er nødvendig for at hormonet insulin skal ha maksimal effekt i å stimulere cellene i kroppen til å ta opp glukose fra blodet. Det foreløpig ikke funnet holdepunkter for at krom er en bestanddel i noen enzymsystemer, eller virker som enzymaktivator slik tilfellet er for kobber.

I naturen vil krom kunne foreligge på ioneform i oksydasjonstrinn fra 2+ til 6+. Imidlertid er det bare formene Cr³⁺ og Cr⁶⁺ som er biologisk aktive. Konsentrasjonen av krom i naturen er normalt relativt lav (tabell 2.14).

Marine sedimenter	8,5 - 93	mg Cr/kg
Sediment Kristiansandsfjorden	21 - 1620	mg Cr/kg
Innsjø sedimenter	10 - 210	mg Cr/kg
Jord hele landet	3 - 30	mg Cr/kg
Ferskvann	< 1 - 7	µg Cr/l
Grunnvann	< 10	µg Cr/l

Tabell 2.14 Konsentrasjon av krom i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Krom brukes i prosesser som f.eks. impregnering av tre og i garverier. Krom forekommer også i ildfast sten, fargestoffer, overflatebehandlingsprodukter og sement. De viktigste utslippskildene for krom er derfor garverier, smelteverk, tekstilindustri, overflatebehandlede industri og treimpregneringsanlegg. Dersom det forekommer forurensninger av krom er det derfor oftest fra lokale punktkilder.

Krom opptrer i miljøet stort sett på samme måte som kobber. Dette innebærer at krom vil foreligge bundet til partikler og organisk materiale, og at desorpsjonen eller mobiliseringen fra disse ut i vannfasen involverer de samme kjemiske forhold som for kobber. I Sør-Norge deponeres noe langtransportert krom på grunn av europeiske industriutslipp.

Krom akkumuleres ikke oppover i næringskjedene, selv om enkelte organismer kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av krom (tabell 2.15). Hos fisk ser det ut til at hoveddelen av krom akkumuleres i gjellene, og ikke så mye i resten av kroppen. Videre er det vist at Cr^{6+} tas lettere opp enn Cr^{3+} .

Brunalger (tang)	0,1	-	3,1	mg Cr/kg tørrvekt
Blåskjell	0,14	-	1,73	mg Cr/kg tørrvekt
Blåskjell (Fedafjorden)	2,8	-	7,2	mg Cr/kg tørrvekt
Fisk (marin, lever)	0,09	-	0,18	mg Cr/kg våtvekt
Etasjemose	0,3	-	116,0	mg Cr/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	0,01	-	0,09	mg Cr/kg tørrvekt

Tabell 2.15 Innhold av krom i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr. 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

2.5.1 Toksiske effekter av krom

I vann er Cr^{3+} den mest vanlige formen av krom. Imidlertid er det Cr^{6+} som gir de største toksiske effektene ovenfor akvatiske organismer. Krom på denne formen kan gi en akutt forgiftning. Cr^{3+} derimot, gir toksiske effekter kun ved meget høye konsentrasjoner (tabell 2.16). Det er et stort sprang mellom essensielle mengder av krom til toksiske nivåer. F.eks. kan enkelte pattedyr tåle mellom 100 og 200 ganger normal konsentrasjon av krom i kroppen, uten å ta skade. Cr^{6+} penetrerer lett cellemembraner og bindes til ulike makromolekyler intracellulært. På denne måten virker krom toksikologisk på samme måten som de fleste tungmetaller. Hos mennesker kan krom forårsake både kreft og allergiske reaksjoner i huden. Krom anses ikke å være et stort miljøproblem i Norge, på grunn av liten eller ingen bioakkumulering oppover i næringskjedene.

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia pulex</i>)	48 timer - Cr ⁶⁺	20 µg Cr/l
Vannloppe (<i>Daphnia sp.</i>)	48 timer - Cr ³⁺	2000 µg Cr/l
Regnbueørret	96 timer - Cr ³⁺	3400 µg Cr/l

Tabell 2.16 Akutt giftighet av krom for noen vannlevende organismer

2.6 Nikkel (Ni)

Nikkel regnes som et essensielt metall. Selv om nikkel er kjent for å ha en positiv betydning for vekst av fjær hos fugl, hersker det fremdeles usikkerhet om hvor essensielt nikkel i virkeligheten er. Problemet med å verifisere dette beror på at nikkel i små mengder nesten alltid er assosiert med jern. Derfor er det nærmest umulig å eliminere nikkel fullstendig fra en diett for på denne måten å foreta kontrollerte eksperimenter på dyr og mennesker. På den annen side foreligger det evidens for at nikkel er essensielt for belgplanter (erteblomstfamilien), og derfor også muligens essensielt for andre høyere planter. Det er indikasjoner på at nikkel er essensielt for pattedyr, fordi mangler har ført til forandret glukoseforbrenning i enkelte tilfeller. Konsentrasjonen av nikkel i ulike miljø er vist i tabell 2.17.

Marine sedimenter	7 - 50	mg Ni/kg
Sediment Kristiansandsfjorden	72 - 13400	mg Ni/kg
Innsjø sedimenter	0,012 - 0,042	mg Ni/kg
Jord hele landet	3,0	mg Ni/kg
Ferskvann	2 - 3	µg Ni/l
Grunnvann	< 40	µg Ni/l

Tabell 2.17 Konsentrasjon av nikkel i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

Det viktigste bruksområdet for nikkel er som legeringsmetall i messing, rustfritt stål, syrefast stål, og andre korrosjonsbestandige materialer. Nikkel brukes også til overflatebehandling, såkalt "fornikling", og i batterier (nikkel-kadmium).

Viktige forurensningskilder er dessuten veistøv og fyringsprodukter. Nikkel forekommer også i avløpsvann fra gamle gruver og nikkelforekomster. Det er ingen stor tilførsel av nikkel gjennom langtransportert luftforurensning til Norge.

Nikkel mobiliseres og frigjøres lettere ved lav pH og under de samme betingelsene som jern og kobber. På grunn av at nikkel bindes relativt svakt til organiske forbindelser, løses det mer metall til vannfasen når det er forhold som fører til at den organiske nedbrytnings-hastigheten er høy. Nikkel danner en rekke forbindelser som er lett løselige i vann, og

transporteres derfor også lett i miljøet. Nikkel tas opp i organismer, men viser ingen tydelig bioakkumulering oppover i de forskjellige næringskjedene. Tabell 2.18 viser innholdet av nikkel i en rekke organismer i Norge.

Brunalger (tang)	0,1 - 4,7	mg Ni/kg tørrvekt
Brunalger (Fedafjorden)	2,9 - 6,5	mg Ni/kg tørrvekt
Blåskjell	0,9 - 3,4	mg Ni/kg tørrvekt
Blåskjell (Fedafjorden)	0,9 - 3,3	mg Ni/kg tørrvekt
Fisk (marin, lever)	0,9 - 1,8	mg Ni/kg våtvekt
Etasjemose	1,6 - 2,0	mg Ni/kg våtvekt
Reinsdyr (lever)	0,01 - 0,21	mg Ni/kg våtvekt
Elg (lever)	0,01 - 0,14	mg Ni/kg tørrvekt

Tabell 2.18 Innhold av nikkel i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

2.6.1 Toksiske effekter av nikkel

Sammenlignet med andre tungmetaller, viser de fleste nikkelforbindelsene liten giftighet ovenfor dyr og mennesker. Imidlertid er planter svært følsomme for nikkel ved en økende konsentrasjonen i miljøet. Den mest alvorlige konsekvensen av nikkeleksponering vi kjenner for mennesker, er kreft i pusterøret hos personer som har inhalert store mengder nikkelholdig støv over lengre tid (gruvearbeidere). Nikkel gir også toksiske effekter på andre organismer, og regnes derfor som et miljøproblem i Norge. Tabell 2.19 viser resultater av nikkeleksponering på en rekke vannlevende organismer.

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia magna</i>)	48 timer	130 µg Ni/l
Gråsugge (<i>Asellus aquaticus</i>)	96 timer	119000 µg Ni/l
Reke (<i>Crangonyx sp.</i>)	96 timer	66100 µg Ni/l
Regnbueørret	96 timer	17100 µg Ni/l
Regnbueørret	28 dager	50 µg Ni/l

Tabell 2.19 Akutt giftighet av nikkel for noen vannlevende organismer

2.7 Sink (Zn)

Sink er et essensielt metall, og er i likhet med kobber en bestanddel av mange viktige enzymer. Det mest kjente er karbonsyreanhydrase som omdanner karbondioksid og vann til karbonsyre og bikarbonat under frigivelse av H_3O^+ i kroppen. Reaksjonen kan også reverseres under forbruk av H_3O^+ . Sink inngår også i mange peptidaser.

I naturen er det ikke uvanlig med symptomer på sinkmangel hos flere arter. Derfor er sinkes toksiske egenskaper omdiskutert. Årsaken til dette er at sinkmangel hos dyr er langt mer vanlig enn sinkforgiftning. Dessuten finnes det en del organismer som er tilpasset svært høye konsentrasjoner av sink. For disse organismene er høye konsentrasjoner av sink en livsforutsetning. Tabell 2.20 viser konsentrasjonen av sink i jord, sediment og vann i Norge.

Marine sedimenter	10 - 2600	mg Zn/kg
Forurensset sediment, Saudafjorden	171 - 2600	mg Zn/kg
Sediment Nordsjøen	10 - 40	mg Zn/kg
Innsjø sedimenter	27 - 1000	mg Zn/kg
Jord Sør-Norge	51,9 - 104,0	mg Zn/kg
Jord Nord-Norge	33,9 - 46,6	mg Zn/kg
Ferskvann	2 - 15	µg Zn/l
Grunnvann	5 - 4940	µg Zn/l
Sjøvann	1 - 13,4	µg Zn/l

Tabell 2.20 Konsentrasjon av sink i ulike miljøtyper i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr. 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

I likhet med nikkell brukes sink i metallindustrien. Sink er en viktig komponent i galvanisering av jern og stål og inngår også i legeringer som f eks messing. Dessuten brukes sink som offeranoder for jern og stål i sjøvann for å sette ned korrosjonshastighet. Sink blir også brukt i bildekk og i fargestoffer.

De viktige forurensningskildene er avrenning fra gruver og utslipp fra metallindustrien. Slitasje av bildekk bør også regnes som en viktig forurensingskilde. Denne slitasjen bidro med 75 tonn sink til atmosfæren i Norge i 1992, mens industrien "bare" slapp ut 31 tonn samme året. Langtransportert luftforurensning, bringer imidlertid hele 400 tonn sink til Norge årlig.

Når det gjelder mobilisering, transport og avsetning av sink i miljøet, oppfører dette metallet seg svært likt kobber. Imidlertid vil sink under reduserende forhold, løses ut fra sedimenter til vannfasen i mindre grad enn kobber på grunn av lavere redokspotensiale. De fleste sinkforbindelser er lett løselige i vann, dette gjelder også sinkblende eller sinksulfid (ZnS), som er hovedbestanddelen i norske sulfidmalmer.

Sink er et essensielt metall og tas derfor rimelig lett opp i organismer. Det er også påvist en bioakkumulering av sink i flere næringskjeder, fordi en del organismer kan inneholde høye konsentrasjoner av sink (tabell 2.21).

Brunalger (tang)	23,6 - 232,0	mg Zn/kg tørrvekt
Brunalger (Hardangerfjorden)	480 - 3230	mg Zn/kg tørrvekt
Blåskjell	57,8 - 661	mg Zn/kg tørrvekt
Blåskjell (Hardangerfjorden)	670 - 1060	mg Zn/kg tørrvekt
Blåskjell (Troms)	22,0 - 30,8	mg Zn/kg tørrvekt
Fisk (marin, lever)	9,0 - 52,0	mg Zn/kg våtvekt
Fisk (ferskvann, muskel)	0,4 - 1,9	mg Zn/kg våtvekt
Steinkobbe (lever)	19,0 - 99,0	mg Zn/kg våtvekt
Etasjemose	4 - 580	mg Zn/kg våtvekt
Lirype (lever)	45 - 168	mg Zn/kg tørrvekt
Orrfugl (lever)	44 - 297	mg Zn/kg tørrvekt
Reinsdyr (lever)	19 - 190	mg Zn/kg våtvekt
Elg (lever)	13 - 110	mg Zn/kg våtvekt
Hare (lever)	61 - 270	mg Zn/kg tørrvekt

Tabell 2.21 Innhold av sink i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

2.7.1 Toksiske effekter av sink

Sink er betydelig mindre giftig for de fleste organismer enn andre tungmetaller. Et problem med sink er imidlertid at sinkbelastninger ofte ledsages av kadmium, som er betydelig mer giftig. Akvatiske økosystemer vil likevel ikke påvirkes mye av kroniske effekter fra sink som er løst i vannet eller akkumulert i sedimenter. Sink anses på den annen side å representere et miljøproblem i Norge på grunn av bioakkumulering. Tabell 2.22 angir akutt giftighet for sink for noen vannlevende organismer.

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Alge (<i>Navicula sp.</i>)	96 timer	1000 µg Zn/l
Vannloppe (<i>Daphnia magna</i>)	48 timer	160 µg Zn/l
Regnbueørret	96 timer	800 µg Zn/l
Laks (<i>Salmo salar</i>)	21 dager	350 µg Zn/l

Tabell 2.22 Akutt giftighet av sink for noen vannlevende organismer

3 ORGANOMETALLER

Metaller danner lett komplekser med organiske forbindelser. I biologien forekommer det en rekke sentrale og viktige organometalliske forbindelser. Den mest kjente forbindelsen er utvilsomt hemoglobin. Mange proteiner som fungerer som enzymer eller

transportmolekyler har bundet til seg ett eller flere metallioner. Ute i naturen vil løste metaller lett binde seg til organiske molekyler, både store og små forbindelser. Mange metaller blir mindre giftige, rettere sagt mindre biotilgjengelige, når de for eksempel er bundet til humusstoffer i jord eller ferskvann. I marine sedimenter finnes det også ofte store mengder med organiske forbindelser som kan kompleksbinde metallioner. Det finnes imidlertid også en god del organometalliske forbindelser som er giftige. Mange av disse er ekstremt giftige, ofte mange ganger giftigere enn elementært metall. Felles for de giftige organometallene, er at metallet som inngår i forbindelsen som regel er et ikke-essensielt metall. Vi skal se nærmere på organiske forbindelser av kvikksølv, tinn (Sn), og bly.

3.1 Organokvikksølv

I sedimenter både i havet og i ferskvann foregår det metylering av kvikksølv. Dette er en prosess som skjer ved hjelp av bakterier, og spesielt under forhold hvor det ikke er tilgang på oksygen (anoksiske forhold). Metyleringen av kvikksølv fører til dannelsen av monometylkvikksølv (CH_3Hg) og dimetylkvikksølv ($[\text{CH}_3]_2\text{Hg}$), som begge er både mer biotilgjengelige og mye giftigere enn elementært kvikksølv. Det er kun en liten andel, inntil 10%, av det totale kvikksølvet i naturen som metyleres. Mengden kvikksølv som metyleres øker ved høyere temperatur og når mengden organisk materiale i sedimentene er stor.

Metylkvikksølv er fettløselig, og det gjør at det lett akkumuleres i ulike organismer. Dessuten er det vist at det er en økende mengde metylkvikksølv i organismer oppover i næringspyramiden. Det kan også være verdt å merke seg at det meste, 80 - 100%, av det kvikksølvet som akkumuleres i fiskekjøtt er i form av metylkvikksølv. Faktisk er det slik at metylering av elementært kvikksølv også kan foregå i fiskens tarm. Metyleringsgraden er her avhengig av pH i tarmen. Fordi kvikksølvinnholdet i fisk hovedsaklig er metylkvikksølv, og fordi mengden metylkvikksølv i fisken er et resultat av både opptak og metylering i tarmen, er fisk regnet som en meget god indikator på kvikksølvnivået i miljøet. I Norge er torsk velegnet som indikatororganisme, fordi den er vanlig og finnes utbredt langs hele kysten. De høyeste nivåene av metylkvikksølv er imidlertid målt i marine pattedyr som sel og hval, spesielt fiskespisende hval. Sjøpattedyrene er som kjent de organismene som befinner seg øverst i næringspyramiden i havet (i tillegg til isbjørn). Metylkvikksølv er som sagt fettløselig, og dette gjelder også for de fleste andre organiske kvikksølvforbindelsene. Fordi disse forbindelsene er fettløselige har de stor affinitet for nervesystemet. Resultet av at kvikksølv akkumuleres i nervesystemet er at nerveceller ødelegges. De mest åpenbare symptomene er forstyrrelser av sanser og motoriske ferdigheter. Det er ikke uvanlig at mennesker som har spist kvikksølvforgiftet fisk kan ha ukontrollerte muskelbevegelser (ataksi), innsnevret synsfelt og svekket taleevne. Er forgiftningen kraftig, intrer koma og i verste fall død. I denne sammenhengen kan det være interessant å merke seg at det finnes indikasjoner på at demetylering av metylkvikksølv

kan skje i pattedyr dersom de også akkumulerer selen. Det gjenstår imidlertid å finne sikre holdepunkter for at selen faktisk virker detoksifiserende på metylkvikksølv.

3.2 Organotinn

Organiske tinnforbindelser blir brukt i mange sammenhenger, for eksempel som stabilisator i ulike plastprodukter. Organotinn blir også brukt i plantevernmidler, i bunnstoff for båter, og i treimpregning. Bruk av organiske tinnforbindelser i ulike sammenhenger resulterer i vannforurensningsproblemer. Tributyltinnoksid (TBTO - $C_{24}H_{54}OSn_2$) er kanskje den mest brukte organotinn-forbindelsen, spesielt i ulike typer bunnstoff. Denne forbindelsen adsorberes lett til partikler, og bindes lett til humusstoffer i vann. Dette fører til at TBTO akkumuleres i sedimenter, og representerer et miljøproblem mange steder. Flere skadelige effekter på faunaen er observert ved tilstedeværelsen av TBTO, som kan ha akutt giftighet selv ved ganske lave konsentrasjoner (tabell 6.1). Et eksempel på kroniske effekter er redusert gytesuksess hos muslinger. Det ser imidlertid ut som om at snegler er den mest følsomme dyregruppen for langvarig TBTO-eksponering. Det er imidlertid et problem at det finnes få data om TBTO-innhold i ulike marine organismer fra norske farvann. Når det gjelder negative effekter på mennesker vet vi at organotinn forbindelser er kreftfremkallende.

Organisme	Eksponering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia magna</i>)	48 timer	2,0 µg/l
Blåskjell larver (<i>Mytilus edulis</i>)	48 timer	2,3 µg/l
Reke (<i>Crangon sp.</i>)	96 timer	1,5 µg/l
Regnbueørret	24 timer	7,0 µg/l
Sjøtunge larver (<i>Solea sp.</i>)	96 timer	2,1 µg/l

Tabell 3.1 Akutt giftighet av organotinn for noen vannlevende organismer

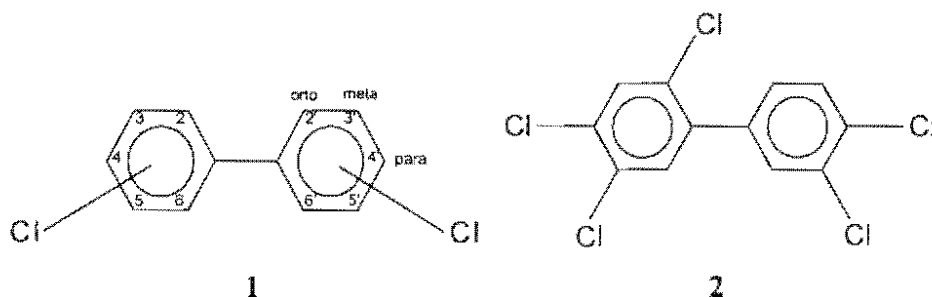
3.3 Organobly

Nesten all blyforurensningen av naturen skyldes uorganisk bly, men i sedimenter kan bly bli metylert eller etylert på samme måte som kvikksølv. Resultatet er at det dannes tetrametylbly ($[CH_3]_4Pb$) og tetraetylble ($[CH_3CH_2]_4Pb$), som begge er giftige. Disse forbindelsene tas lettere opp i organismer enn uorganisk bly. De akkumuleres også lettere i nervesystemet. Det er ikke uvanlig at det forekommer skader i nervesystemet hos dyr eller mennesker som har vært utsatt for organobly-forbindelser.

4 PCB - POLYKLORERTE BIFENYLER

4.1 Kilder og bruk

Polyklorerte bifenyler (PCB) omfatter en gruppe svært stabile forbindelser som har tildels svært forskjellige egenskaper og giftighet. PCB er en blanding av mange omtrent like stoffer. Teoretisk kan det finnes 209 forskjellige PCB (kongenerer) som fremkommer ved at hydrogen byttes ut med klor i bifenyilmolekylet (figur 4.1). Maksimalt kan det være 10 klor på bifenyilmolekyler og en får da PCB-209. De ulike kongenene av PCB navngis ofte med nummer fra 1-209, slik at PCB-1 har en klor og PCB-209 har 10 klor. I naturen finnes ikke alle 209 kongenene og ofte kan syv kongenerer (også kjent som "Seven Dutch") stå for nesten halvparten av totalmengden av PCB. PCB er en svært hydrofob og fettløselig forbindelse, og ser i ren form ut som klare, fargeløse oljer der viskositeten og fettløseligheten øker med kloreringsgraden.



Figur 4.1 1 viser det generelle bifenylskjelettet til PCB med indikasjon hva som er orto, meta og paraposisjon på molekylet. 2 viser konfigurasjonen til PCB-118 (2,4,5,3',4'-pentaklorbifenyl).

PCB har vært anvendt siden 1929 som brannresistent, elektrisk isolerende og kjølede materiale i kondensatorer og transformatorer. Dessuten er PCB mye brukt som tilsetning i hydraulisk olje, smøremiddel, immersjonsolje for mikroskopi, varmeoverføringsmedium og dessuten i mange typer maling, lim, karbonfritt kopipapir, trykksverte, plastprodukter og ved impregnering av bomull og papir. I 1979 ble det i Norge forbud mot å ta i bruk nye produkter som inneholdt PCB.

På verdensbasis er det fra 1929 til 1989 produsert ca 1,8 millioner tonn PCB. Fire prosent av verdensproduksjonen er destruert, mens ca 65% er lagret. Den resterende andel, ca 20 - 30 %, er sluppet ut i miljøet ved brenning, avdamping, lekkasjer eller dumping. Av disse utslippene er mesteparten "lagret" i havet (sjøvann), marine sedimenter og i jord. Konsentrasjonen av PCB er størst på den nordlige hemisfæren, men ser ut til å være på vei ned. Punktkilder til PCB kan være nedgravd spesialavfall f eks industrikjemikalier, og olje i gamle transformatorer og kondensatorer. I tillegg kan punktkilder som klorblekerier, forbrenningsanlegg og annen industri også nevnes. Tabell viser forekomst av PCB i Norge og norske havområder.

	PCB konsentrasjon	
Jord/humus	3 - 7	µg/kg tørrvekt
Sjøvann, Nordatlanteren	0,00002	µg/l
Sedimenter (Norskerenna)	0,6 - 2	µg/kg tørrvekt
Sedimenter (Nordsjøen)	0,07 - 0,64	µg/kg tørrvekt

Tabell 4.1 Forekomst av PCB i jord/humus og norske havområder

4.2 Biotilgjengelighet

PCB er ikke naturlig forekommende i miljøet, men atmosfærisk transport av PCB har ført til en global distribusjon av PCB. I løpet av de siste 30 årene har derfor PCB utviklet seg til å være et globalt forurensningsproblem. Man kan i dag finne spor av PCB på de mest avsidesliggende områder av verden. I atmosfæren vil mesteparten av PCB finnes partikkelbundet og har en gjennomsnittlig oppholdstid på 5 - 10 dager. Ved et punktutslipp til atmosfæren vil en økt konsentrasjon finnes i luft, jord og vegetasjon 10 - 100 km fra kilden. Imidlertid avsettes så lite som ca 0,5 % av de totale utslipp her, resten langtransporteres. Siden PCB er lite vannløselig, vil PCB i akvatiske miljø hovedsakelig finnes bundet til oppløst og partikulært organisk materiale. PCB kan imidlertid redistribueres mellom sedimenter, vann og luft. Denne transporten er avhengig av dynamikken til det oppløste organiske materialet og partiklene. Bioturbering, dvs graveaktiviteter til bunndyr vil for eksempel øke transport av PCB fra sedimentet til vannet.

En selektiv nedbryting av ulike kongenerer vil endre den relative sammensetningen til PCB-blandinger i miljøet og organismer. Generelt vil de lette, lavklorete forbindelsene brytes raskere ned enn de tyngre forbindelsene (høyklorete), som på sin side vil øke i prosentvis andel. Eksempelvis er det funnet at de tyngre PCB-forbindelsene i torskelever ble skilt ut med en lavere rate enn de lette forbindelsene. Tyngre PCB kongenerer vil derfor over tid utgjøre en større miljøtrussel enn de lette forbindelsene. Tabell 4.2 viser innholdet av PCB i en rekke organismer i Norge.

	PCB konsentrasjon, våtvekt		
Steinkobbe spekk (norskekysten)	1,4	- 38	mg/kg
Fiskekjøtt (ferskvann Sør-Norge)	2	- 4,6	mg/kg
Torskelever (Nordsjøen)	0,1	- 1,9	mg/kg
Torskelever (Oslofjorden)	gjennomsnittlig 0,7 mg/kg		
Torskelever (Indre Drammensfjord)	gjennomsnittlig 4,2 mg/kg		
Blåskjell (Drammensfjorden)	0,02		mg/kg
Blåskjell (Fedafjorden)	0,01		mg/kg
Blåskjell (Tromsøysundet)	0,01		mg/kg
Polarnåke, lever (Longyarbyen)	2,1	- 78	mg/kg
Rovfugel egg (1965 - 1989)	0,2	- 370	mg/kg
Mose (<i>Hylocomium splendens</i>)	0,00037	- 0,0027	mg/kg

Tabell 4.2 Innhold av PCB i ulike organismer i Norge. De fleste verdiene er hentet fra SFT-rapport nr 93:23, datarapport for miljøgifter i Norge

4.3 Toksiske effekter

PCB er meget motstandsdyktig mot biologisk nedbryting, og bioakkumuleres i næringskjeden. Marine pattedyr kan derfor være nyttige bioindikatorer på global forurensing av menneskeskapte klororganiske forurensninger. De forskjellige kongenerene gir biologiske effekter som både kan variere i styrke og type skade. Kongenerene forekommer i miljøet i et utall av blandinger. Disse blandningene har et vidt spekter av biokjemiske og toksikologiske egenskaper som er avhengig av blandingens sammensetning, fordeling av kongenerene og organismens følsomhet ovenfor blandingen. Denne variasjonen i konsentrasjoner mellom de ulike kongenerene og det faktum at de gjerne forekommer sammen med andre organiske forurensninger med liknende egenskaper, som f.eks. polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte dibenzodioksiner (PCDD), gjør det vanskelig å utrede effektene PCB har på dyrelivet. Tabell 4.3 angir akutt giftighet av noen PCB-blandinger for vannlevende organismer.

Resultater fra medisinske forsøk og undersøkelser antyder at polyklorerte bifenyler kan virke nevrotoksisk hos mennesker, dvs. at de er giftige for nervesystemet. Dette henger sammen med at PCB akkumuleres i det fettete som omslutter sentralnervesystemet (hjerne og ryggmarg). Asiater som konsumerte PCB-forurenset risolje, viste nedsatt nerveledningsevne, trøtthet, hadde ofte hodepine og andre symptomer i sentralnervesystemet. Barn, ammet av mødre som hadde konsumert PCB-forurenset fisk fra innsjøen Lake Michigan (USA), viste redusert kortidshukommelse. Asiatiske barn som ble eksponert for PCB via morkaken, fikk forsinket psykomotorisk utvikling og dårligere kortidshukommelse.

PCB kan også virke kreftfremkallende. Det er funnet flere tilfeller av kreft i yrkesmessige undersøkelser av individer eksponert for PCB. Langtidseksponering for PCB har blitt forbundet med induksjon av kreftsvulst i lever. PCB kan muligens virke fremmede på

karsinogeniteten (den kreftfremkallende evnen) til PAH. Det virker også som om flere kongenerer sammen, kan virke synergistisk (samvirkende) i sin kreftfremkallende effekt. Imidlertid er hudskader den eneste betydningsfulle observerte effekten på mennesker som er yrkeseksponert for PCB.

PCB kan svekke immunforvaret hos en rekke pattedyr og fisk, og dermed gjøre de mer følsomme ovenfor sykdommer. PCB har dessuten vist seg å ha en hemmende effekt på reproduksjonen hos dyr. Det er vist at PCB etterlikner en rekke steroid/stereoidliknende hormoner samt at hydroksylerte PCB kongenerer kan gi en antiøstrogen effekt. Disse effektene kan føre til at PCB forstyrrer hormonbalansen som er viktig i reproduksjonen. Hos fisk kan et høyt PCB-nivå gi redusert gytesuksess samt redusert klekkeprosent. I tillegg regnes larvestadiet for å være spesielt følsomt for toksiske effekter.

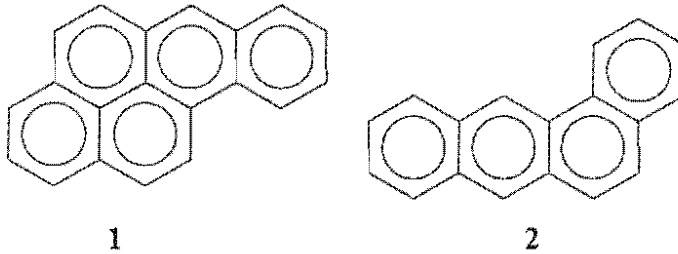
PCB-blanding	Organisme	Tid	LC ₅₀
Aroclor 1242	Tangloppe (<i>Gammarus sp.</i>)	94 timer	10 µg/l
Aroclor 1242	Regnbueørret	5 dager	67 µg/l
Aroclor 1248	Tangloppe (<i>Gammarus sp.</i>)	94 timer	52 µg/l
Aroclor 1248	Regnbueørret	5 dager	54 µg/l
Aroclor 1254	Tangloppe (<i>Gammarus sp.</i>)	94 timer	2400 µg/l
Aroclor 1254	Regnbueørret	5 dager	142 µg/l
Aroclor 1260	Reke (<i>Palaemonetes sp.</i>)	7 dager	3 µg/l
Aroclor 1260	Regnbueørret	10 dager	240 µg/l

Tabell 4.3 Akutt giftighet av noen PCB-blandinger for vannlevende organismer

5 PAH - POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER

5.1 Kilder

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er en felles betegnelse på en rekke stoffer som er bygd opp av 2 til 10 benzenringer (figur 4.1). Hver ring har felles side med naboring. Et eller flere av hydrogenatomene kan være erstattet av metylgrupper eller av større alkylgrupper. Disse alkylgruppene kan være ikke-aromatiske femringer.



Figur 5.1 Eksempler på PAH-forbindelser. 1 viser benzo(a)pyren, mens 2 viser Benz(a)antrasen

Utslipp av PAH til miljøet skjer fra visse industri typer som aluminiumsverk med Søderbergelektroder, ved framstilling av forbrente anoder og ved produksjon av anodemasse til aluminiumsverk, ved ferro- og silikomanganproduksjon og ved treimpregneringsverk. Dessuten skjer utslipp ved søl av mineralolje og mineraloljeprodukter og fra alle forbrenningsprosesser. PAH produseres også naturlig ved skogbranner, vulkaner og foto-oksidasjon. Tabell 5.1 viser innhold av PAH i ulike miljø i Norge.

Jord	0,005 - 0,5	mg/kg
Innsjøsediment	27 - 2500	mg/kg
Oslo havneområde	3 - 98	mg/kg
Fedafjorden	0,4 - 150	mg/kg
Tromsøsundet	1,3 - 2,6	mg/kg

Tabell 5.1 Konsentrasjon av PAH i ulike miljøtyper i Norge. Verdiene er hentet fra SFT-rapport 92:23, datarapport for miljøgifter i Norge

5.2 Biotilgjengelighet

Oljeavledet PAH kalles for petrogen PAH, og forbrenningsavledet PAH kalles for pyrogen PAH. Disse to typene PAH har ulik kjemisk og fysisk reaktivitet. Pyrogen PAH er mindre reaktivt enn petrogen PAH. Pyrogen PAH kan være sterkt bundet til karbonpartikler. Det har ofte vært observert at mengden PAH i sedimentet tilsynelatende ikke har vært i likevekt med mengden i det overliggende vann. Forklaringen på dette kan være at en stor del av PAH er sterkt bundet til partikler og dermed utilgjengelig. Ellers vil fordelingen av PAH mellom vann og sediment være avhengig av det organiske innholdet i begge faser. Atmosfærisk transport vil være avhengig av antallet partikler i luften, og man finner sjelden forhøyede konsentrasjoner i miljøet lengre enn 10 - 30 km fra en punktkilde. I miljøet vil PAH-forbindelser med lik molekylvekt opptre likt.

De fleste PAH brytes ned ved fotokjemiske reaksjoner. I havvann ved 10 °C brytes benzo(a)pyren ned 53 % på 8 døgn.

5.3 Toksisitet

I organismer kan enkelte PAH gjennomgå biokjemiske reaksjoner (bioaktivering), hvor de blir kjemisk omdannet, og kan dermed bli mer "farlige". For eksempel kan PAH omdannes på en slik måte (fra fettløselig til vannløselig) at det blir i stand til å binde seg til en rekke molekyler som proteiner og arvestoffet (DNA). Dette kan ha en kreftfremkallende effekt. Potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) utgjør vanligvis 20 - 40 % av total PAH.

Akkumulering i spiselige organismer er årsak til den største bekymringen ved PAH forurensning. Mange marine organismer kan imidlertid raskt omsette PAH til andre stoffer. Faren for biomagnifikasjon er derfor liten og innholdet i fisk gjenspeiler derfor i liten grad belastningen over tid. Derimot kan PAH som er omdannet virke kreftfremkallende (som nevnt ovenfor). Skader på genmateriale er observert på fisk fra PAH-forurensede områder, som igjen har ført til en økning av krefttilfeller hos fisk i disse områdene. Generelt er bunnlevende fisker mer utsatt enn pelagiske fisker (lever i de øvre vannlag). PAH kan akkumulere i evertebrater (virveløse dyr), som f.eks. muslinger og snegler, som viser liten evne til å omsette PAH. Akkumulering hos muslinger og snegler kan være betydelig.

PAH mistenkes for å svekke immunforsvaret hos fisk, samt føre til lavere klekkeprosent og redusert overlevelse hos fiskelarver. Skadelige effekter på marine samfunn fra PAH har ikke vært påvist i noen stor utstrekning.

Organisme	Eksposering	LC ₅₀
Vannloppe (<i>Daphnia magna</i>)	96 timer	0,05 mg benzo(a)pyren/kg
Fisk: høymolekylære PAH som benzo(a)pyren har generelt lav akutt toksisitet		
Rotte	-	50 mg benzo(a)pyren/kg

Tabell 5.2 Akutt giftighet av benzo(a)pyren for noen organismer

6 OLJE

6.1 Kilder og biotilgjengelighet

Kilder til oljeforurensing er tankskipsoperasjoner, dokksetting, skipsuhell, raffinerier, plattformer til havs, marine terminaler, industriavfall, utvasking fra byer, atmosfærisk nedfall, dumping til havs, og naturlig tilsig. De største kildene er fra transportoperasjoner og avrenning og utslipp fra by- og industriområder. Oljeforurensninger består av en kompleks blanding av hydrokarboner med 4 eller flere karbonatomer i molekylet. Molekylene inkluderer rette kjeder, forgrenede kjeder og sykliske forbindelser inkludert de

aromatiske. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) hører med til de mer resistente komponentene.

Spredning av oljeutslipp til vann vil være svært avhengig av fysiske forhold som vind og strøm. Oljen vil legge seg i et tynt lag på overflaten, og danne et avlangt mønster med den lengste akse parallell med vind og strømrøtning. Hovedparten av forbindelsene i oljen brytes ned forholdsvis raskt i oksygenrikt miljø. Ved oljesøl i vann vil de lette forbindelsene fordampe før de får gjort noen større skade. Den resterende oljen vil emulgere, sedimentere og brytes ned av fotooksidasjon og mikroorganismer. Forbindelser med lav molekylvekt brytes raskere ned enn forbindelser med høy molekylvekt. Bruk av dispergeringsmidler gjør at oljen løses opp i vannet og ikke dekker til strender og organismer, men blandingen av løst olje og dispergeringsmiddel er mye giftigere enn olje alene. I anoksiske sedimenter skjer svært lite nedbrytning.

6.2 Toksisitet

Oljesøl har ikke vært vist å ha negative effekter av betydning på planktonsamfunn, men har tvertimot ofte en nærende effekt på planteplankton, slik at primærproduksjonen (planteplankton) øker. Olje skader hardbunnsamfunn ved fysisk tildekking til planter og dyr som lever der. Hvis olje kommer ned i sedimenter der oksygenkonsentrasjonen er lav, vil en sakte nedbrytning føre til skadevirkninger på bløtbunnsfauna i lang tid, og sedimentene vil virke som sekundærkilde til oljeforurensing. Fiskepopulasjoner vil som regel søke å unngå vannmasser som er forurenset av olje, og tar dermed ikke skade. Fiskeegg og larver derimot, er lite mobile og svært følsomme overfor olje. Allikevel regner en med at selv ved store utslipp vil en så liten andel av larvene rammes at det får liten effekt for bestanden. Generelt er fisk mer følsomme overfor olje enn virvelløse dyr. Forstyrrelser i utviklingen hos larver og redusert vekst finner sted ved 0,1 - 1 mg/l. På grunn av den lave vannløseligheten til olje er konsentrasjonen i vann oftest lavere enn dette. Muslinger kan ta smak av oljeforurensinger i sedimenter, og det er kjent tilfeller der store områder har vært kontaminert i årevis. Sjøfugl er den dyregruppe som er mest utsatt ved oljesøl. Fjærdrakten mister sin isolerende evne og tar opp vann. Fuglene kan synke og drukne, eller fryse ihjel. Det bør nevnes at i de tilfeller olje har hatt en giftvirkning i marine miljø, har det ofte vist seg at effekten skyldes oljens PAH-komponent. Mennesker er ikke toksikologisk påvirket av marine oljeforurensninger, men ulykker og oljesøl til lands har ført til innånding av uheldige oljeavledete gasser. Marine oljeforurensninger fører med seg store økonomiske skader på grunn av at turismen svikter.

7 OPPRENSKNINGSMETODER

Ulike opprenskningsmetoders virkemåte, effekt er beskrevet. Opprenskningsmetodene kan deles inn i følgende kategorier:

Forbrenning
 Kjemisk nedbryting
 Kjemisk ekstraksjon
 Biologisk nedbryting
 Stabilisering/solidifisering
 Vitrifisering
 Tildekking
 Vasking/sortering

7.1 Forbrenning

En rekke forbrenningsmetoder finnes, og fordelen med mange av disse er at teknologien er velprøvd, og resultatene er ofte bra. Ulemper er at kostnadene er høye, ofte kommer transportkostnader i tillegg. Forbrenning stiller også store krav til utstyr. Ved ufullstendig forbrenning, oksygenunderskudd eller ved temperaturer under 800 °C kan dioksiner og furaner dannes. Ved forbrenning vil andre typer stoff som finnes i brenselet (Cl, S, N, metaller og lignende) ende opp som ulike mer eller mindre oksiderte forbindelser. I Norge finnes det i dag få eller ingen egnede anlegg for forbrenning av miljøforurenset avfall.

Ved IR (infrarød) nedbrytning skjer en trinnvis forbrenning. I et primært forbrenningskammer drives organiske stoffer ut av jorden ved elektrisk oppvarming. I et sekundært kammer skjer forbrenningen. Systemet kan ta slam eller jord. Destruksjonsgraden er høy, og det dannes få uønskede restprodukter. Systemet finnes som mobilt fullskala anlegg.

CBC (Circulated Bed Combuster) brenner avfall ved lavere temperaturer enn konvensjonelle ovner. Materialets oppholdstid i ovnen er til gjengjeld lengre enn vanlig. I forbrenningskammeret sirkulerer luft, bedmateriale og eventuelt absorbent. Destruksjonsgraden er høy. Fjerning/behandling av restavfall kan være et problem. Mobile fullskalaanlegg finnes. Prosessen egner seg for jord, slam, faststoff og væsker.

SWO-Supercritical Wet Oxidation - benytter seg av vanns egenskaper i overkritisk fase. Ved temperaturer høyere enn 374,4°C og trykk over 226,8 atm øker løseligheten til organiske stoffer i vann. I denne tilstanden skjer en fullstendig oksidasjon av organiske forbindelser. Ved nøytralisering danner halogener enkle salter. I dag finnes pilotskala anlegg. Prosessen er eksoterm, og kan derfor i prisippet være selvforsynt med energi. Prosessen kan i fremtiden være svaret på destruksjon av all type organisk problemavfall.

Andre metoder er nedprioritert pga. begrensinger til prøvematerialet, dannelse av uønskede restprodukter, for lav destruksjonsgrad og liten erfaring med teknologien. Forbrenning i roterovn skjer ved temperaturer opp til 1300 °C i et primært og sekundært forbrenningskammer, men har vist seg å gi avgasser med høye konsentrasjoner av dioxiner og furaner. Ved forbrenning i sementovn har avfallet lang oppholdstid, og alle restprodukter føres tilbake til ovnen. Forbrenning i sementovn er imidlertid uaktuelt i Norge for PCB

forurenset materiale. Forbrenning i plasmabue med temperaturer opp til 10000°C gir meget høy destruksjonsgrad, og få oksiderte biprodukter. Prosessen stiller store krav til driftsstabilitet og vedlikehold. Ved katalytisk forbrenning skjer en oksidasjon ved lav temperatur. Forsøk er utført bare på olje i pilotskala.

7.2 Kjemisk nedbryting

En rekke metoder for kjemisk nedbryting er utviklet det siste tiåret. De fleste er basert på nukleofil substitusjon av klor på klorholdige forbindelser (f eks PCB). Mange prosesser benytter alkaliemetaller som for eksempel natrium som reagens, med svært gode resultater. Disse prosessene er som regel avhengige av vannfrie forhold og er derfor bare egnet til destruksjon av PCB i olje. Langt færre metoder er demonstrert på PCB i jord.

APEG (Alkalie Polyetylen Glykol) er den metoden som har vært mest brukt de siste årene. Dette er en dekloreringsprosess der et alkaliemetalhydroksid reagerer med polyetylen-glykol. Metoden kan brukes på olje, slam, jord og sedimenter. En ulempe er at metoden ikke er egnet til deklorering av lavklorerte PCB kongenerer, og er derfor mest effektiv på høyklorerte, kommersielle PCB-blandinger.

KGME er en metode der halogenatomer i PCB eller andre klorerte forbindelser byttes med 2-metoksygrupper. Metoden er egnet til PCB i olje og jord, og destruksjonsgraden er høy. Avfallsmengden blir mindre enn ved APEG, og det dannes ingen polymerrester. Den har samme ulempe som APEG, nemlig at den er uegnet til lavklorerte forbindelser.

Ozon-oksidativ destruksjon. Metoden er benyttet på mineraloljer, PAH, fenoler og noen pesticider. Den kan også være aktuell for PCB, og bør da kombineres med f eks biologisk nedbryting.

UV-lys kan medvirke som katalysator for kjemisk oksidasjon.

7.3 kjemisk ekstraksjon

Ved ekstraksjon skjer ingen nedbryting av PCB eller andre miljøgifter, men forurensingen oppkonsentreres slik at videre behandling er lettere. Ulemper med ekstraksjonsmetoder er at store mengder kjemikalier må benyttes, og det er vanskelig å behandle finkornede og humusrike materialer.

Utvasking med overflateaktive stoffer er en metode der en forsøker å øke mobiliteten av organiske forurensninger i jord. På grunn av redusert overflatespenning øker mobiliteten av de organiske forurensningene og de vil lettere vaskes ut.

BEST - Trietylamin (TEA) er blandbar med både olje og vann ved temperatur over 15 °C. Under 15 °C er væsken ikke blandbar med vann. En oppvarming med en etterfølgende

nedkjøling vil dermed trekke ut organiske forurensninger fra mediet. TEA kan så renses for forurensningene ved destillering.

LEEP (Low Energy solvent Extraction Process). Dette er en metode hvor man bruker vannløselig ekstraksjonsmiddel og ekstraherer de organiske forurensningene fra mediet. Siden kan man oppkonsentrere forurensningene ved å benytte et ikke vannløselig ekstraksjonsmiddelet som tiltrekker seg forurensningene.

7.4 Biologisk nedbryting

Biologisk nedbryting benytter seg av bakterier eller sopp. Metoden er attraktiv ved behandling av større mengder masse, og er brukt mye ved behandling av olje, kreosot og PAH forurensning. Det finnes færre eksempler på bruk av denne metoden ved PCB-forurensning. Enkelte mener at det idag ikke finnes troverdige biologiske metoder for nedbryting av PCB. En rekke miljøfaktorer som temperatur, pH, fuktighet og tilgang til oksygen er viktige for nedbrytingseffekten. Ved anaerobe forhold vil en deklorering av høyklorerte forbindelser skje. Prosessen kan kreve en lang tilpasningsfase, men denne kan kortes ned ved å tilsette en anriket startkultur. Tilsetning av andre karbonkilder, for eksempel metanol, format, organiske syrer og sukkerer kan stimulere nedbrytingen. Alternative elektronakseptorer som sulfat, nitrat og spesielt oksygen kan virke hemmende. Videre nedbryting av lavklorerte forbindelser skjer ved aerobe forhold. Her kreves en sammensatt mikroflora. Prosessen er godt dokumentert under laboratoriebetingelser, men lite utprøvd i storskala. De viktigste erfaringene kommer fra Hudson River i USA i regi av General Electric Research. Det arbeides ved University of Michigan med metoder for nedbryting i ett trinn under anaerobe forhold. Pilotforsøk er i gang, og en slik prosess vil være av stor betydning dersom feltforsøkene blir vellykket.

7.5 Stabilisering/solidifisering

Stabilisering og solidifisering anvendes i relativt stor skala internasjonalt, men det er fortsatt usikkerhet omkring langtidsstabiliteten. Ved stabilisering danner kjemiske reaksjoner produkter som er mindre flyktige, løselige eller reaktive. Ved solidifisering blandes et materiale med miljøfarlig avfall, og et nytt, fast materiale dannes. En aktuell teknikk er SRS/EIF-prosessen, der avfallet blandes med kalkholdig materiale, hvilket gir et tørt, hydrofobt pulver.

7.6 Vitrifisering

Materiale forglasses ved elektrisk strøm som tilføres via elektroder. Temperaturen er mellom 1600 og 2000°C. Organiske forbindelser som avgis ved oppvarmingen ledes til en etterbrenner. Metoden har begrensinger med hensyn til hva materialet kan inneholde.

7.7 Tildekking

Ved tildekking hindrer barrierer vann og/eller oksygen i å trenge inn i avfallet, og forhindrer gass, vann og selve avfallet i å trenge ut. Tetningsmaterialer kan deles inn i fire typer:

- Naturmaterialer; leire, leirmorene
- Bentonit; pulver, matter
- Syntetiske materialer; plast, gummi
- Andre; asfalt, sement, betong, aske, fiberslam, rødslam

Ved utformingen av barrierer er det viktig å ta hensyn til at materialet kan synke sammen. Eventuell gass som dannes må kunne avledes. Det savnes felldata som kan verifisere bestandigheten til syntetiske materialer.

8 RISIKOVURDERING

Når det skal iverksettes tiltak mot miljøgifter bør disse baseres på fullstendige risikovurderinger. Med risiko menes sannsynligheten for at en negativ effekt skal inntreffe innenfor et bestemt tidsrom, men betegner også frekvensen av slike skader. Farlighet, eller "hazard", er et begrep som er viktig i denne sammenheng. Farlighet uttrykker hvor alvorlig den negative effekten er, og hva den innebærer. I økotoksikologisk risikovurdering er farlighet først og fremst avhengig av stoffets giftighet, stabilitet i naturen og bioakkumulerbarhet.

Det første trinnet i en risikobehandling er selve risikovurderingen - påvisning av farlighet. Man må finne ut hva som kan være farlig med stoffet, og om eventuelle skader er uakseptable. Et stoff som har høy stabilitet i naturen og som er bioakkumulerbar, bør regnes som risikabelt eller farlig dersom det ikke foreligger gode vitenskapelige belegg for at stoffet ikke er giftig. Det neste trinnet i risikobehandlingen er å bestemme risikoen. Blant annet innebærer dette å beregne hvor høy konsentrasjonen av stoffet i omgivelsene vil bli, og hva sannsynligheten er for at en uakseptabel skade vil inntreffe ved denne konsentrasjonen. Når farligheten er påvist og risikoen er bestemt, gjøres selve risikovurderingen hvor man veier risiko i forhold til farlighet. Dersom for eksempel farligheten er høy, vil den risikoen man skal akseptere være lav. Det neste trinnet i risikobehandlingen blir nå å beslutte hva som er akseptabel risiko. Deretter treffer man om nødvendig tiltak for å sikre at den faktiske risikoen ligger under den akseptable risikoen.

Det er imidlertid noen spesielle hensyn som må taes i forbindelse med en slik risikobehandling. Identifiseringen av farlighet og vurderingen av risiko er forbundet med usikkerhet. Denne usikkerheten må man ta hensyn til, slik at den akseptable risikoen må være lav dersom man ikke vet helt hva som kan være farlig. Når det foreligger usikkerhet

om risikoen og farligheten må man dessuten ta hensyn til at følelsesmessige reaksjoner kan inntreffe dersom det blir en skade. Dette er også et moment som senker den akseptable risikoen. Et forhold som kommer inn dersom det foreligger økonomisk målbare effekter, er at det blir mulig å gjøre kostnadsanalyser. Den akseptable risikoen vil derfor i slike tilfeller være avhengig av den økonomiske risikoen ved en skade. Ofte foreligger det imidlertid verdier som ikke kan måles eller kompenseres for, såkalte "hellige verdier". Dersom det er fare for at slike verdier kan rammes blir den akseptable risikoen svært lav.

8.1 Nasjonale kvalitetsnormer

Både miljøer (luft, jord, sediment og vann) og organismer kan være forurensset. Derfor finnes det ulike måter å bestemme kvaliteten til et miljø eller en organisme. Statens forurensningstilsyn (SFT) har for eksempel satt opp et system som består av fem tilstandsklasser. Det vil si at et miljø eller en organisme befinner seg i en av tilstandsklassene; god, mindre god, nokså god, dårlig eller meget dårlig, med hensyn på forurensning. Tilstandene er basert på forurensningsgraden, som er innholdet av miljøgifter i forhold til det forventede naturlige innholdet. Appendiks A viser en oversikt over tilstandsklasser for ulike miljøgifter i ulike medier.

Fordi ulike miljøgifter har svært forskjellig giftighet, er det nødvendig å rangere dem i tillegg til å bestemme forurensningsgraden av hver enkelt av dem. Når man skal vurdere risikoen av å spise en organisme eller bade i et vann, må man altså se på forurensningsgraden av de giftigste stoffene først, og vurdere miljøet eller organismens forurensningstilstand utfra disse.

SFT har i sin rangering av miljøgifter i Norge brukt følgende kriterier: 1) utslipp og tilførsler til Norge, 2) forekomst i miljøet, 3) miljøskadelige egenskaper (giftighet er viktig her), 4) registrert skadeomfang, og 5) kunnskapsmangel. SFT deler miljøgiftene inn i fire grupper etter at de er rangert etter disse fem nevnte kriteriene, med mest vekt på kriteriene 3 og 4 (tabell 8.1).

Det foreligger også en del internasjonale kvalitetsnormer for innhold av miljøgifter i spiselige organismer som fisk, blekksprut, muslinger, snegl og krepsdyr. Et utvalg er gjort i appendiks B.

1	Stoff og stoffgrupper som representerer et betydelig miljøproblem i Norge (Pb, Cd, Cu, Hg, PAH, PCB, Organotinn)
2	Stoff og stoffgrupper som representerer et miljøproblem i Norge (Ni, Zn, DDT)
3	Stoff og stoffgrupper som representerer et mindre miljøproblem i Norge (Cr, 1,2 dikloretan)
4	Stoff og stoffgrupper vi mangler vesentlig kunnskap om (polyklorete naftalener, bromerte flammeretardenter)

Tabell 8.1 Rangeringsgrupper (med eksempler) for miljøgifter etter SFT

9 ANBEFALT LITTERATUR

Ahlborg U G, Hanberg A og Kenne K (1992). Risk assesement of polychlorinated biphenyls (PCBs). Nord 1992:26. 117s.

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

Birgerson B, Sterner O, Zimerson E (1987). Kjemisk helsefare. Yrkeslitteratur as, Oslo. 301s.

Förster V, Wittman G T W (1979). Metal pollution in the aquatic environment. Springer Verlag, Berlin. 486s.

Håkanson L (1989). Ett operativsystem för miljökonsekvensanalys för akvatiske ekosystem. Vatten 45, 237-255.

Klaassen C D, Amdur M O, Doull J (1986). Casarett and Doull's Toxicology. The basic science of poisons. Macmillian Publishing Company. 974s.

Lintner G (1989). Bedømningsgrunder for sjøar ock vattendrag. Bakgrunnsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. rapport nr 3628. 80s.

Monitor (1987). Tungmetaller-förekomst ock omsättning i naturen. Statens Naturvårdsverk, Stockholm. 182s.

Rognerud S, Fjeld E (1990). Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT-rapport nr 426/90. 79s.

Rygg B og Thøelin I (1993). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr 93:02. 20s.

APPENDIKS

A

NASJONALE KVALITETSNORMER

Tilstandsklasser for miljøgifter i abiotiske miljøer, etter SFTs klassifiseringssystem.

Medium	Metall	Klasse	Klasse	Klasse	Klasse	Klasse
		I «God»	II «Mindre god»	III «Nokså Dårlig»	IV «Dårlig»	V «Meget dårlig»
Sediment (tørrvekt, mg/kg)	Bly	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
	Kadmium	<0,25	0,25-1	1-5	5-10	>10
	Kobber	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
	Krom	<0,2	70-300	300-1500	1500-5000	>5000
	Kvikksølv	<0,15	0,15-0,6	0,6-3	3-5	>5
	Nikkel	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
	Sink	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
	TBT	<0,003	0,003-0,010	0,010-0,100	0,100-0,500	>0,500
	ΣPCB	<0,005	0,005-0,025	0,025-0,100	0,100-0,300	>0,300
	PAH	<0,3	0,3-2,0	2,0-6,0	6,0-20,0	>20,0
Olje (THC)	<10	10-100	100-1000	1000-10000	>10000	
Jord (tørrvekt, mg/kg)	Bly	50				
	Kadmium	1				
	Kobber	100				
	Krom	100				
	Kvikksølv	1				
	Nikkel	30				
Sink	150					
Ferskvann (µg/l)	Bly	<1	1-3	3-5	5-10	>10
	Kadmium	<0,04	0,04-0,1	0,1-0,2	0,2-0,5	>0,5
	Kobber	<2	2-5	5-15	15-50	>50
	Krom	<1	1-3	3-10	10-50	>50
	Kvikksølv	<0,01	0,01-0,04	0,04-0,1	0,1-0,3	>0,3
	Nikkel	<3	3-10	10-30	30-100	>100
	Sink	<10	10-30	30-60	60-110	>110
	Olje (THC)	3000	5000			

Medium	Metall	Klasse I «God»	Klasse II «Mindre god»	Klasse III «Nokså dårlig»	Klasse IV «Dårlig»	Klasse V «Meget dårlig»
Tang (tørrvekt, mg/kg)	Bly	<3	3-10	10-30	30-60	>60
	Kadmium	<1,5	1,5-3	5-20	20-40	>40
	Kobber	<10	10-25	25-75	75-200	>200
	Krom	<1	1-5	5-15	15-50	>50
	Kvikksølv	<0,05	0,005-0,15	0,15-0,5	0,5-1	>1
	Nikkel	<5	5-25	25-50	50-100	>100
	Sink	<200	200-500	500-1500	1500-3000	>3000
Blåskjell (tørrvekt, mg/kg)	Bly	<5	5-20	20-50	0-100	>100
	Kadmium	<2	2-5	5-20	20-40	>40
	Kobber	<10	10-30	30-100	100-200	>200
	Krom	<3	3-10	10-30	30-60	>60
	Kvikksølv	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,5	1,5-4	>4
	Nikkel	<5	5-20	20-50	50-100	>100
	Sink	<200	200-400	400-1000	1000-2500	>2500
	PAH	<0,1	0,1-0,3	0,3-2,0	2,0-5,0	>5,0
	PCB	<0,01	0,01-0,03	0,03-0,10	0,10-0,20	>0,20
Strand- snegl (tørrvekt, mg/kg)	Bly	<10	10-25	25-75	75-150	>150
	Kadmium	<5	5-15	15-30	30-60	>60
	Kobber	<150	150-300	300-750	750-1500	>1500
	Krom	<3	3-10	10-30	30-60	>60
	Kvikksølv	<0,5	0,5-2	2-5	5-10	>10
	Nikkel	<10	10-30	30-100	100-200	>200
	Sink	<100	100-300	300-1000	1000-2000	>2000
Torsk (våtvekt, mg/kg)	Kvikksølv	<0,1	0,1-0,3	0,3-0,5	0,5-1	>1
	PCB (filet)	<0,01	0,01-0,05	0,05-0,20	0,20-0,40	>0,40
	PCB (lever)	<1,0	1,0-3,0	3,0-10,0	10,0-20,0	>20,0
Flyndre (våtvekt, mg/kg)	PCB (filet)	<0,02	0,02-0,05	0,05-0,20	0,20-0,50	>0,50

APPENDIKS

B

INTERNASJONALE KVALITETSNORMER

Internasjonale kvalitetsnormer for innhold av bly, kadmium, kvikksølv og PCB i spiselige marine organismer. PNUN, Program Nordisk Utvalg for Kvalitetsnormer, WHO, Verdens helseorganisasjons kvalitetsnormer for menneskeføde. JMP, Joint Monitoring Programme. Alle verdiene er oppgitt som mg/kg våtvekt.

Organismer	JMP guidelines			Kanada	Japan	USA	PNUN
	Lavt	Middels	Høyt				
Fiskefilet	<0,01	0,01 - 0,5	>0,5				
Torskelever	<2	2 - 5	>5				
Flyndrelever	<0,5	0,5 - 1	>1				
Bløtdyr	<0,02	0,02 - 0,1	>0,1				
Krepsdyr	<0,01	0,01 - 0,05	>0,05				
Fiskeprodukter				2			
Fisk og muslinger fra hav					0,5		
Fisk og muslinger, kystnært					3		
Fisk og muslinger						2	
Fiskelever							5
Annen fisk							2

APPENDIKS



C

OMREGNINGSTABELL

Fortynning	%	ppt (‰, g/l, g/kg)	ppm (mg/l, mg/kg)	ppb (mg/l, mg/kg)	potens
1:100	1	10	10000	10000000	1×10^{-2}
1:200	0,5	5	5000	5000000	5×10^{-3}
1:500	0,2	2	2000	2000000	2×10^{-3}
1:1000	0,1	1	1000	1000000	1×10^{-3}
1:2000	0,05	0,5	500	500000	5×10^{-4}
1:5000	0,02	0,2	200	200000	2×10^{-4}
1:10000	0,01	0,1	100	100000	1×10^{-4}
1:20000	0,005	0,05	50	50000	5×10^{-5}
1:50000	0,002	0,02	20	20000	2×10^{-5}
1:100000	0,001	0,01	10	10000	1×10^{-5}
1:200000	0,0005	0,005	5	5000	5×10^{-6}
1:500000	0,0002	0,002	2	2000	2×10^{-6}
1:1 Mil	0,0001	0,001	1	1000	1×10^{-6}
1:2 Mil	0,00005	0,0005	0,5	500	5×10^{-7}
1: 5 Mil	0,00002	0,0002	0,2	200	2×10^{-7}
1:10 Mil	0,00001	0,0001	0,1	100	1×10^{-7}
1:20 Mil	0,000005	0,00005	0,05	50	5×10^{-8}
1:50 Mil	0,000002	0,00002	0,02	20	2×10^{-8}
1:100 Mil	0,000001	0,00001	0,01	10	1×10^{-8}
1:200 Mil	0,0000005	0,000005	0,005	5	5×10^{-9}
1:500 Mil	0,0000002	0,000002	0,002	2	2×10^{-9}
1:1 Mrd	0,0000001	0,000001	0,001	1	1×10^{-9}

FORDELINGSLISTE

FFITOX Dato: 25 juni 1997

RAPPORT TYPE (KRYSS AV)		RAPPORT NR	REFERANSE	RAPPORTENS DATO
<input checked="" type="checkbox"/>	RAPP	<input type="checkbox"/>	NOTAT	<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>	RR	97/02070	FFITOX/677/138.20	25 juni 1997
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD		ANTALL EKS UTSTEDT	ANTALL SIDER	
UGRADERT		65	52	
RAPPORTENS TITTEL		FORFATTER(E)		
MILJØGIFTER - KILDER, BIOTILGJENGELIGHET OG TOKSISKE EFFEKTER		POLÈO Antonio, VOIE Øyvind, MISUND Bård, BJØRNSTAD Helge, JOHNSEN Arnt		
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF.		FORDELING GODKJENT AV AOM DIREKTØR.		
				

EKSTERN FORDELING

INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		VSD	14		FFI-BIBL
1		v/ Orl kapt Roald Hennø	1		Adm dir/Stabssjef
1		SFK	1		FFIE
1		v/ Orl kapt Roy T Mentzen	1		FFISYS
1		FBT/S	1		FFIU
1		v/ Oing Torgeir Mørch	1		FFIVM
1		FO/F	1		Helge Bjørnstad, FFITOX
1		v/ Oblt Øystein Flemmos	1		Thor Engøy, FFITOX
1		FO/SST	1		Frode Fonnum, FFITOX
1		v/ Orl kapt Geir Winnæss	15		Arnt Johnsen, FFITOX
1		FD	1		Bjørn A Johnsen, FFITOX
1		v/ Rådgiver Terje Harberg	1		Marit Krosshavn, FFITOX
1		LFK	1		Marita Ljønes, FFITOX
1		v/ Kapt Tor Melvold	1		Bård Misund, FFITOX
1		KNM Tordenskjold/HAS	1		Helle Rosslund, FFITOX
1		v/ Kom kapt Tor G Eide	1		Øyvind Voie, FFITOX
1		UIO	5		Arkiv, FFITOX
1		v/ Antonio Polèo			

FFI-K1 Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner for Forsvarets forskningsinstitutt, pkt 2 og 5. Benytt ny side om nødvendig.