

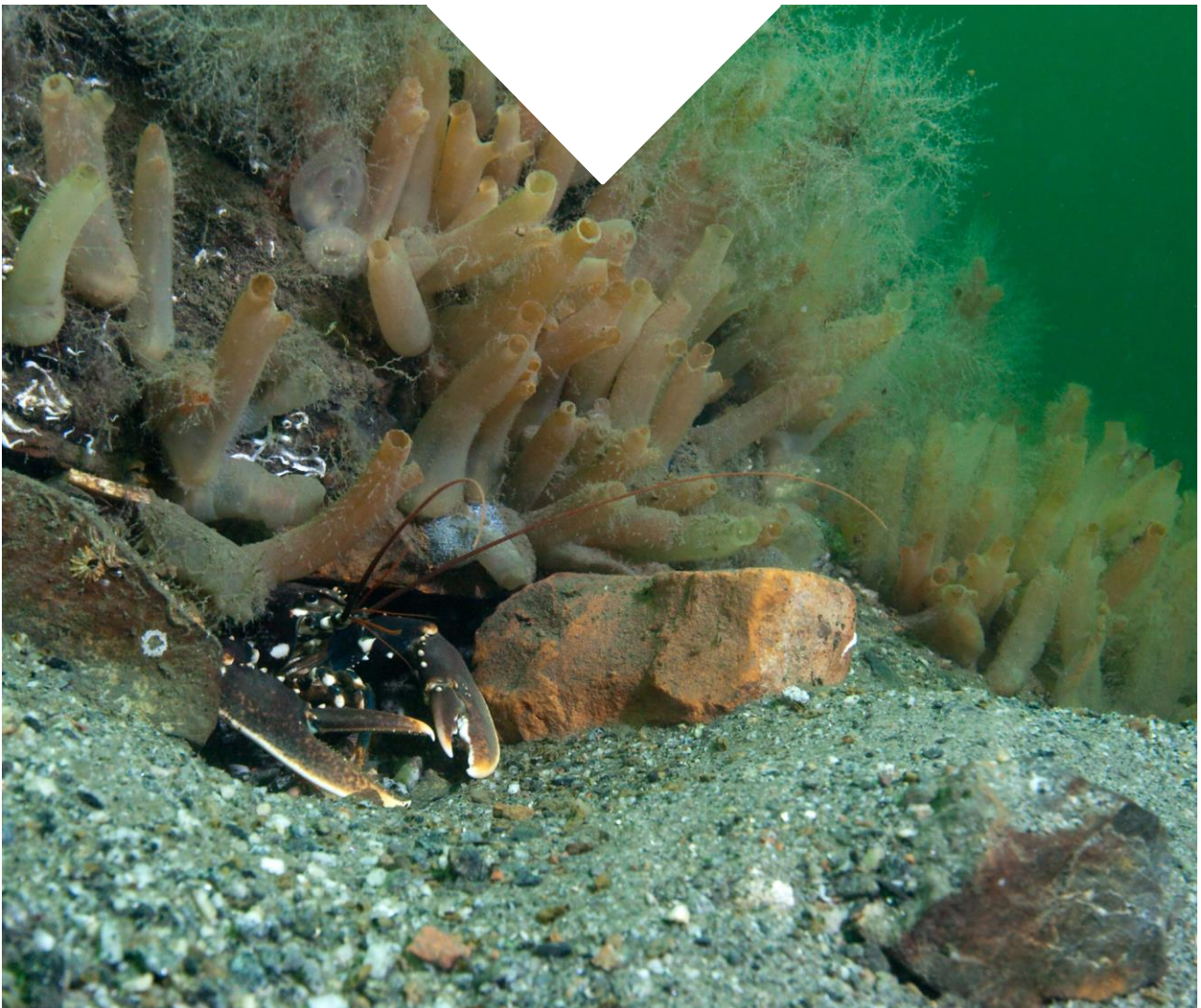


VEILEDER

M-409 | 2015

Risikovurdering av forurenset sediment

Veileder



KOLOFON

Utførende institusjon

Norges geotekniske institutt, Norsk institutt for vannforskning

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Gijs Breedveld, NGI og Anders Ruus, NIVA

Kontaktperson i Miljødirektoratet

Harald Solberg, Jeanette Beckius

M-nummer

409

År

2015

Sidetall

106

Miljødirektoratets kontraktnummer

5012029

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Gijs Breedveld (NGI), Anders Ruus (NIVA), Torgeir Bakke (BE), Anne Kibsgaard og Hans Peter Arp (NGI)

Tittel - norsk og engelsk

Veileder for risikovurdering av forurenset sediment
Guidelines for risk assessment of contaminated sediments

Sammendrag - summary

Miljødirektoratets veileder for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment fokuserer på risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, virkninger på human helse og virkninger på økosystemet. Vurderingen foregår i tre trinn, der hvert trinn er mer lokalt forankret, mer arbeidskrevende og mindre konservativt enn foregående trinn. Veilederen er harmonisert med systemet for klassifisering av forurenset sediment.

The Norwegian environment agency guidelines for environmental risk assessment of contaminated sediments focus on the risk of release of hazardous compounds from contaminated sediments, the impact on human health and on the ecosystem. The assessment is carried out in a tiered approach in three levels, with increased complexity and demand for local data. With an increasing amount of local data the risk assessment becomes less conservative. The guidelines are harmonized with the system for classification of contaminated sediments

4 emneord

Risikovurdering, miljøgifter, sedimenter, tiltak

4 subject words

Risk assessment, hazardous substances, sediments, remedial action

Forsidefoto

Dag L. Hansen, Stavern Dykkesenter for NGI

Innhold

1. Innledning	5
2. Bakgrunn	5
2.1 Hva er risiko?	5
2.2 Mål for risikovurderingssystemet - sammenheng med miljømål og vannforskrifter	6
2.3 Systemets struktur	7
2.4 Begrensninger i anvendelse av risikoveilederen	8
2.5 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen	9
2.6 Risikovurdering er avhengig av tiltak og areal	10
2.7 Usikkerhet i vurderingene	11
3. Risikovurdering Trinn 1	12
3.1 Generelt	12
3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1	12
3.2.1 Områdeinndeling og prøvetakingsprogram	12
3.2.2 Parametervalg	13
3.2.3 Toksisitetstester	14
3.3 Grenseverdier	15
3.4 Resultatvurdering og konklusjoner	21
3.4.1 Friskmelding av området	21
4. Risikovurdering Trinn 2	22
4.1 Generelt	22
4.2 Vurdering av risiko for spredning av miljøgifter (Trinn 2A)	26
4.2.1 Transport av oppløste stoffer fra porevannet	26
4.2.2 Transport av stoffer som er bundet til sedimentpartikler	27
4.2.3 Transport av miljøgifter gjennom næringskjeden	28
4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2	29
4.2.5 Vurdering av spredningsmengde	33
4.3 Vurdering av risiko for human helse (Trinn 2B)	34
4.4 Vurdering av risiko for effekter på økosystemet (Trinn 2C)	36
5. Risikovurdering Trinn 3	38
5.1 Målsetningen med Trinn 3	38
5.2 Lokalforankrede verdier erstatter sjablongverdier fra Trinn 2	39
5.3 Supplerende undersøkelser til hjelp i tolkninger	39
5.3.1 Spredning fra sedimentene	39
5.3.2 Risiko for human helse	41
5.3.3 Risiko for økologiske effekter	42
6. Sammenhengen mellom Trinn 2 og Trinn 3	43

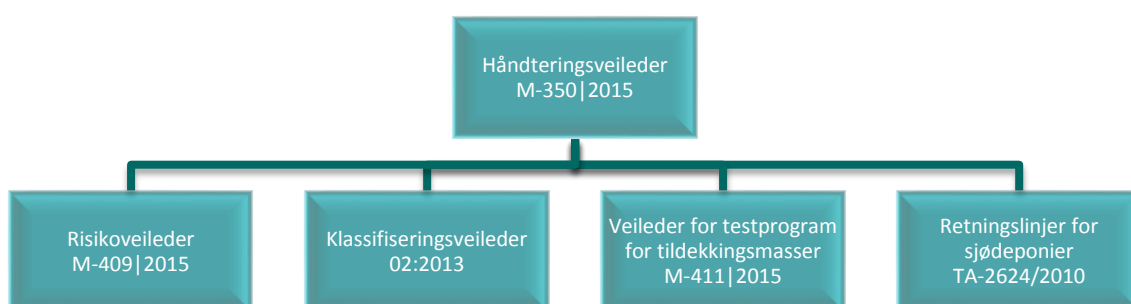
7. Rapportering fra risikovurderingen	44
Vedlegg	45
Vedlegg I - Stoffliste fysisk/kjemiske data.....	45
Vedlegg II - Grenseverdier for økologisk risiko	47
Vedlegg III - Grenseverdier for human risiko	49
Vedlegg IV - Beregningsmåter for human eksponering til sedimentforurensning	51
Vedlegg V - Sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og Trinn 2.	56
Vedlegg VI - Struktur på rapport fra risikovurderingen	58
Vedlegg VII - Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold	60
Vedlegg VIII - Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter	65
Vedlegg IX - Transport som følge av skipsoppvirvling	85
Vedlegg X - Teoretisk grunnlag for risikovurderingsmetodikk	101

1. Innledning

Veilederen omfatter vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment i fjord- og kystområder, inkludert havner. Den er utarbeidet med tanke på saksbehandlere i forvaltningen, problemeiere, konsulenter og andre til bruk i vurdering av marine sedimentområder for eventuelle tiltak. Miljødirektoratet har utarbeidet flere veileder for håndtering av sedimenter (se *Figur 1*). For bakgrunnen til grenseverdier som håndteres i risikovurderingen henvises til Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Veilederen for vurdering av miljørisiko fra forurenset sediment gir retningslinjer for kvantitativ vurdering av risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentene, virkninger på human helse og virkninger på økosystemet. Vurderingen foregår i tre trinn, der hvert trinn er mer lokalt forankret, mer arbeidskrevende og mindre konservativt enn foregående trinn. Veilederen er harmonisert med systemet for klassifisering av forurenset sediment.

Som hjelp til beregningene av risiko er det utarbeidet et eget regneverktøy i EXCEL som omfatter alle stoffdata og formelverk omtalt i denne veilederen (M-409). Det omtales heretter bare som regnearket.



Figur 1 Sammenhengen mellom risikoveileder og klassifiseringsveileder, bakgrunnsdokument og vedlegg.

2. Bakgrunn

2.1 Hva er risiko?

Risiko knyttet til en hendelse fremstilles ofte som en kombinasjon av **sannsynligheten** for at hendelsen skal skje og **konsekvensen** av at hendelsen skjer (sannsynlighet x konsekvens). En hendelse innebærer en høy risiko dersom sannsynligheten for hendelsen er høy eller konsekvensen av hendelsen er stor, eller begge deler. Sammenhengen mellom sannsynlighet og konsekvens kan skjematisk illustreres av *Figur 2*. I en risikoanalyse må hver av klassene for sannsynlighet og konsekvens være beskrevet entydig og mest mulig kvantitativt for at risiko knyttet til en hendelse skal kunne klassifiseres.

Sannsynlighet \ Konsekvens	Lav	Middels	Høy
Liten	Lav risiko		
Moderat	Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko
Stor		Høy risiko	Høy risiko

Figur 2 Risikomatrix som vurderer sannsynlighet for en hendelse og konsekvensen

Den formelle definisjonen av risiko anvendes oftest i en analyse av hendelser der både sannsynlighet og konsekvens er variabel. Veilederen dekker en vurdering av risikoen til sedimentene i deres nåværende tilstand. I et slikt tilfelle vil prosesser som spredning av miljøgifter via diffusjon og opptak i organismer skje i større eller mindre grad hele tiden og sannsynlighet for hendelse er dermed lik 1. Sannsynligheten for spredning via propellerosjon er avhengig av vanddyp. Sannsynligheten regnes som 1 der det er skipstrafikk over sedimenter som ligger grunnere enn 20 m og 0 for sedimenter dypere enn dette. Risikovurderingen blir derfor først og fremst en konsekvensvurdering. Vi bruker likevel begrepet risikovurdering for å bedømme behovet for å gjennomføre avbøtende tiltak slik at risikoen reduseres til et akseptabelt nivå.

2.2 Mål for risikovurderingssystemet - sammenheng med miljømål og vannforskrifter

Risikovurderingen har som mål å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade som sedimentene utgjør, slik at man kan bedømme om risikoen er akseptabel eller ikke. Som beskrevet i Miljødirektoratets veileder for håndtering av sedimenter (M-350/2015) er slik risikovurdering ett ledd i saksgangen for opprydning i forurensede sedimenter.

Alle potensielle tiltaksområder skal ha etablert miljømål og tiltaksmål (ved behov for tiltak), som beskriver den miljø- og helsemessige tilstand som man ønsker å oppnå i området. For at man skal kunne bedømme måloppnåelse, bør tiltaksmålene være mest mulig realistiske, operative og etterprøvbare. Alle forurensningskildene i området bidrar i større eller mindre grad til at tiltaksålet ikke allerede er nådd. Eventuelle tiltak i sedimentene må derfor også veies mot gevinsten av tiltak overfor andre forurensningskilder i området.

Miljømål vil kunne ha ulike ambisjonsnivåer og ulik vektning. De mest aktuelle er knyttet til å unngå spredning av miljøgifter til nye områder, unngå negative virkninger på human helse (først og fremst gjennom konsum av sjømat) og unngå negative endringer i det marine økosystemet. Dette gjenspeiles i risikosystemets oppbygging der vurderingen inkluderer alle disse aspektene.

Forskrift om rammer for vannforvaltning (Vannforskriften) trådte i kraft i 2007 og innfører EUs rammedirektiv for vann i norsk rett. Vannet skal etter denne forskriften forvaltes som en helhet fra fjell til fjord, og det skal lages forvaltningsplaner for alle vannområder. Forvaltningsplanene skal beskrive hvordan miljømål om "god økologisk" og "god kjemisk tilstand" skal oppnås i alle vannforekomster innen 2021. Tiltak rettet mot sedimenter vil kunne være aktuelt for å oppfylle denne målsettingen, særlig i forhold til kjemisk tilstand.

Miljømålene i vannforskriften vil i stor grad være førende for arbeidet med forurenset sjøbunn fordi:

- Forurenset sjøbunn er én av flere kilder til spredning av miljøgifter til vannforekomsten, og det kan være nødvendig å kreve tiltak i sjøbunnen for å oppnå miljømålet.
- Miljømålet om god økologisk tilstand gjelder både organismer som lever i vannet og organismer som lever på/i sjøbunnen. Spesielt de siste vil påvirkes av forurensningsnivået i sedimentene.
- Miljøtilstanden i vannforekomsten vil i svært mange tilfeller bli overvåket ved prøvetaking i sedimentene.

Miljødirektoratet anbefaler å bruke grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III i sedimentene (ingen kroniske eller akutte effekter på biota) som mål i områder der kilder er sanert, tilførselsvurderinger viser at denne klassegrensen er hensiktsmessig å oppnå og kan forsvares utfra at kost-/nyttevurderinger og eksisterende tiltaksmetoder muliggjør måloppnåelse.

Grenseverdi mellom tilstandsklasse III og IV kan benyttes som tiltaks mål dersom tilførsler fra landbaserte kilder ikke er stoppet og næring og industri skal kunne opprettholdes. Dette tiltaks målet vil kunne medføre behov for utsettelse av tidspunkt for oppnåelse av miljømål.

Lavere ambisjonsnivå (aksept for høyere tilstandsklasse) eller utsatt tiltaksgjennomføring kan aksepteres dersom følgende er oppfylt:

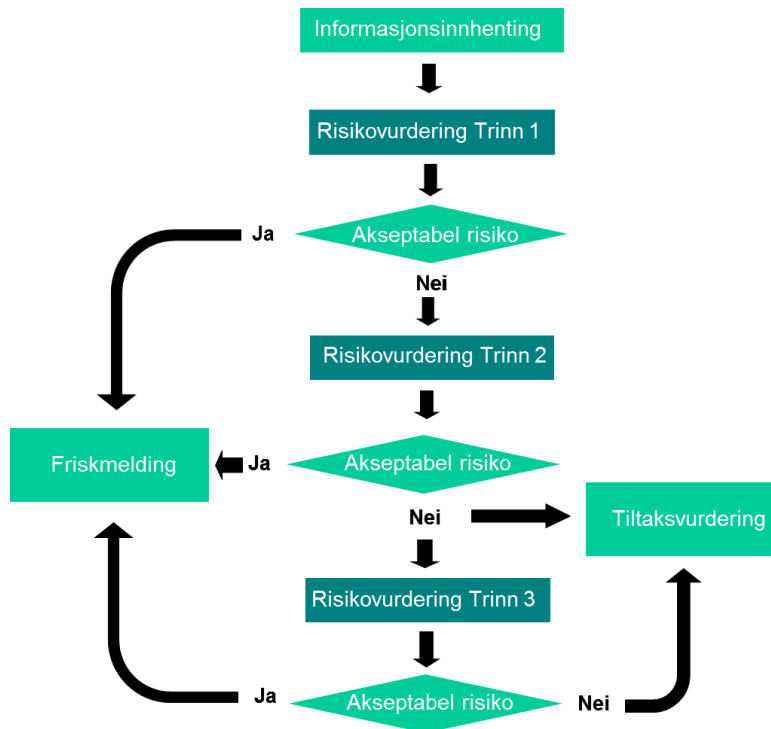
- Risikovurderingen viser at det er lav risiko selv med relativt høye miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene.
- Trinn-3-risikovurdering er gjennomført for å verifisere trinn-2-risikovurderingen og opptak av miljøgifter i biota viser ubetydelige effekter.
- Områdets økologiske tilstand er god i henhold til vannforskriftens klassifiseringssystem.

Ved valg av et lavere ambisjonsnivå skal dette legges inn i regnearket som brukes i risikovurderingen.

2.3 Systemets struktur

Risikovurderingen gjennomføres i 3 trinn som vist i *Figur 3*. Spranget fra ett trinn til det neste er karakterisert av:

- økning i kompleksitet av vurderingene
- sterkere gjenspeiling av lokale forhold
- redusert usikkerhet og mindre konservative beregninger og estimater



Figur 3 Hovedstruktur for risikovurderingssystem forurensede sedimenter

Risikovurderingen bør i utgangspunktet være konservativ for å unngå at man friskmelder områder som det er faktisk behov for å gjøre tiltak i. Dette krever at det tas høyde for alle usikkerheter i vurderingsgrunnlaget. Etter hvert som man gjennomfører de tre trinnene vil vurderingen få en sterkere lokal forankring, usikkerheten i beregningene blir mindre og risikoestimatet blir mer realistisk, mer presist og mindre konservativt. Dette skal sikre at man gjør tiltak bare der det er nødvendig.

Risikovurderingens Trinn 1 omhandler bare økologisk risiko. Hvis det også er ønskelig å foreta en risikovurdering knyttet til human helse, må Trinn 2 gjennomføres.

[Vedlegg V](#) gir en kortfattet sjekkliste over gangen i arbeidsprosessen med å gjennomføre risikovurderingen.

2.4 Begrensninger i anvendelse av risikoveilederen

Veilederen benyttes til risikovurdering av bunnsedimenter på basis av kvantitativ analyse av miljøgiftinnhold og toksisitet. For stein- og grusbunn kan prøvetaking for kvantitativ analyse være umulig, og veilederen er følgelig ikke anvendbar. Grove sedimenter vil imidlertid bare i unntakstilfeller representere en miljørisiko, siden miljøgiftene normalt er bundet til fine partikler.

En risikovurdering etter denne veilederen er en forløper til eventuell tiltaksplanlegging, men ikke en del av selve planleggingen. I noen tilfeller kan risikovurderingen likevel være en støtte for å

optimalisere tiltak, for eksempel ved at risikoanalysen gjentas på basis av forventet tilstand etter et tenkt tiltak.

2.5 Definisjon av sedimentarealer som inngår i risikovurderingen

Før gjennomføring av risikovurdering må det gjøres en hensiktsmessig geografisk avgrensning av det totale sedimentområdet som vurderingen skal omfatte. Dette er typisk forvaltningsbestemte avgrensninger som for eksempel kostholdsrådområder, eller områder som utpeker seg på grunnlag av stedlig informasjon om:

- Avtalte/potensielle tiltaksområder
- Antatte forurensningskilder,
- Skipstrafikkbelastning,
- Topografi,
- Gradienter i forurensningskonsentrasjoner i sjøbunnen

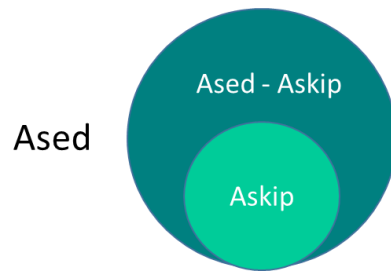
Dersom det totale sedimentarealet er stort, eller den stedlige informasjonen tilsier det (se over), kan det være hensiktsmessig å dele arealet inn i mindre delområder. Risikovurderingene skal danne grunnlaget for en tiltaksanalyse hvor det gjøres en vurdering av tiltaksbehov i hvert delområde. Vurderingene bør derfor gi grunnlag for å rangere den forurensningsmessige viktigheten av tiltak mellom de ulike delområdene.

Nye sedimentdata generert som del av risikovurderingen kan noen ganger føre til at delområdene bør redefineres dersom det for eksempel avdekkes et mindre, spesielt høyt forurenset område (en "hotspot"). Arealet til hvert enkelt delområde tilsvarer arealet A_{sed} i *Figur 4*. Dersom deler av sedimentområdet/delområdet påvirkes av erosjon som følge av skipsbevegelser (propellstrøm eller vannjet), må dette underområdet også avgrensnes og behandles særskilt i risikovurderingen. Valg av sedimentarealer som inngår i risikovurderinger skal begrunnes.

Følgende arealer defineres for et område/delområde som skal risikovurderes (*Figur 4*):

- A_{sed} : Arealet som omfattes av risikovurderingen.
- A_{skip} : Areal som utsettes for sedimenterosjon på grunn av propell- og vannjet-oppvirvling. Arealet defineres som området innenfor A_{sed} som dekkes av skipsleder og skipsmanøvrering og hvor dypet samtidig er 20 m eller mindre. Undersøkelser tyder på at selv større fartøyer ikke eroderer sediment dypere enn dette. Se forøvrig [kap. 4.2.2](#) og [faktaboks 6](#) for omtale av stofftransport og beregning av sedimentspredning for A_{skip} .
- $A_{sed} - A_{skip}$: Areal som ikke er påvirket av skip

Begge de to delområdene av A_{sed} vist i *Figur 4* skal risikovurderes separat.



Figur 4. Arealet som utsettes for oppvirvling av skipstrafikk (Askip = lyst areal) utgjør et delareal av hele sedimentarealet (Ased = hele arealet innenfor den store sirkelen) som inngår i risikovurderingen.

2.6 Risikovurdering er avhengig av tiltak og areal

Veileder for håndtering av sedimenter (M-350/2015) tar utgangspunkt i en størrelsesinndeling for områder basert på areal og sedimentvolum som berøres av et tiltak (Tabell 1)

Tabell 1. Størrelsesinndeling av områder etter areal og volum som berøres av tiltak.

Kategori	Volum	Areal
Små tiltak	< 500 m ³	< 1 000 m ²
Mellomstore tiltak	> 500 m ³ og < 50 000 m ³	> 1 000 m ² og < 30 000 m ²
Store tiltak	> 50 000 m ³	> 30 000 m ²

Denne risikoveilederen er først og fremst utviklet med tanke på områder som faller inn under de fylkesvise tiltaksplanene, dvs middels store fjord- og havneområder. Ved alle store sedimenttiltak (arealet er større enn 30 000 m² eller omfatter mer enn 50 000 m³ sediment) anbefaler miljømyndigheten at en trinn 3 risikovurdering gjennomføres for å sikre at risikovurderingen er mest mulig tilpasset de lokale forhold.

Det kan også være behov for vurdering av sedimenter i småbåthavner, utenfor private bryggeanlegg og i andre mindre og mellomstore områder (< 30 000 m²), der en full risikovurdering kan bli for omfattende. I slike situasjoner bør man kunne utøve et visst skjønn mht omfanget av vurderingen, og bare bruke veilederens prinsipper som en rettesnor. Tabell 2 gir en oversikt over i hvilken grad det er aktuelt å iverksette risikovurdering avhengig av tiltak og areal.

Tabell 2. Oversikt over hvilke sjøbunntiltak som typisk utløser behov for undersøkelser og risikovurdering. I enhver sak må det likevel gjøres en spesifikk vurdering og utøves et faglig skjønn fra myndighetenes side (X = undersøkelser/risikovurdering kan være nødvendig, XX = undersøkelser/risikovurdering må gjennomføres)

Tiltak		Risikovurdering
Mudring	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	X
	Store (> 30 000 m ²)	XX
Dumping	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	
	Store (> 30 000 m ²)	X
Tildekking	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	X
	Store (> 30 000 m ²)	XX
Utfylling	Små (< 1 000 m ²)	
	Mellomstore (> 1 000 m ² og < 30 000 m ²)	
	Store (> 30 000 m ²)	X

For områder < 30 000 m² bør det være et minimumskrav at man skaffer data for miljøgiftinnholdet i sedimentet fra 3 stasjoner og at dette sammenlignes med grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen. Utvalget av miljøgifter som analyseres bør minimum være som presentert i *Tabell 3*.

Toksisitetstesten bør kunne sløyfes. Dette vil i mange tilfeller være tilstrekkelig for å få begrep om risiko og gi grunnlag for eventuell tiltaksplanlegging. Behovet må bedømmes ut fra områdets antatte miljøbetydning og bruksform. Dersom området brukes som badeplass bør man gjennomføre vurdering av risiko for human helse med vekt på inntak av og kontakt med forurenset sediment, partikler og vann. Ofte vil slike områder utgjøre et mindre delområde eller en randsone av et større basseng, noe som kan være med på å redusere deres egenbetydning mht risiko.

2.7 Usikkerhet i vurderingene

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til vurderingen av miljørisiko og denne usikkerheten er vanskelig å fastslå. I risikoveilederen er det tatt høyde for antatt usikkerhet ved at vurderingene er bevisst konservative. I dette ligger følgende:

- Ved fastsettelse av grenseverdier for akseptabel risiko i Trinn 1 er det tatt høyde for usikkerheten i datagrunnlaget for toksisitet ved bruk av applikasjonsfaktorer (en faktor som grenseverdien ganges med for å ta høyde for usikkerhet i datagrunnlaget, se M-241/2014). De samme prinsippene er brukt ved fastsettelse av grenseverdiene for økologisk risiko ([Vedlegg II](#)) og risiko for human helse ([Vedlegg III](#)).
- Fordelingskoeffisientene mellom sediment og vann (K_d) og mellom vann og organismer (BCF) for de enkelte miljøgifter er valgt konservativt, dvs de skal sikre at man ikke underestimerer transporten av miljøgifter fra sedimentet til andre deler av økosystemet inklusive sjømat. Veilederen angir også måter å etablere fordelingskoeffisientverdier på som er mer realistiske for en bestemt situasjon ([Vedlegg VIII](#)).
- Øvrige foreslåtte tall for sjablongverdier, og størrelser i beregningsverktøyet ([Vedlegg VII](#)) er også av samme grunn satt konservativt, men kan erstattes av mer realistiske verdier (Trinn 3).
- For analyseresultater under deteksjonsgrensen anbefales at man bruker halvparten av deteksjonsgrensen som konsentrasjon i beregningene.

3. Risikovurdering Trinn 1

3.1 Generelt

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Trinn 1 omhandler kun risiko for økologiske effekter, ikke risiko for human helse.

Grenseverdiene er satt ut fra konservative antagelser om eksponeringsveier, biotilgjengelighet og sannsynligheten for spredning til andre deler av økosystemet. Dette er i stor grad basert på EUs tilnærming til miljørisikovurdering (EU-TGD). Overholdes grenseverdiene bedømmes risikoen fra sedimentet som ubetydelig og tiltak er ikke nødvendige. Dersom grenseverdiene overstiges må man gå videre til Trinn 2.

Trinn 1 innebærer ingen egentlig vurdering, men er en ren klassifisering av sedimentene i forhold til grenseverdiene. Dette illustreres ved at grenseverdiene for nesten alle stoffene tilsvarer grense mellom Klasse II og III i Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann¹.

3.2 Informasjonsbehov for Trinn 1

Gjennomføring av Trinn 1 setter et minimumskrav til informasjon om sedimentenes miljøgifttilstand og toksisitet. I noen tilfeller finnes informasjonen allerede i form av tidligere sedimentundersøkelser, men som oftest må man gjøre nye analyser og toksisitetstester. Informasjonsbehovet vil være avhengig av områdets topografi, forurensningskildenes kompleksitet, sedimenttype (fin- eller grovkornet), vanddyb og arealbruk. Dette har også stor innvirkning på opplegget for prøvetaking av sedimentene. Nærmere retningslinjer og forslag til metoder for prøvetaking, kvalitet på prøver, prøvebehandling, fysiske, kjemiske og toksikologiske analyser er gitt i [Vedlegg VIII](#).

3.2.1 Områdeinndeling og prøvetakingsprogram

I den påfølgende teksten dekker begrepet "sedimentområde" både bunnarealene som skal risikovurderes og vannmassene over disse. I områder som er grunnere enn 20 m skal det tas prøver fra minimum 5 sedimentstasjoner, hvor hver stasjon maksimalt kan representere 10 000 m² bunn. Der bunnen er dypere enn 20 m kan man forvente større homogenitet i sedimentstruktur. Her kan hver stasjon representere inntil 40 000 m² bunn. Det er viktig at stasjonsnettene gir representativt bilde av sedimentforurensningen for både A_{skip} og $A_{sed} - A_{skip}$. Dersom A_{sed} omfatter områder hvor risiko for human helse er knyttet til kontakt med vann og sediment (badeområder), bør stasjonsnettene utvides slik at det også er representativt for dette området. Forurensningen på landdelen av badestranden holdes utenfor og dekkes av veileder om helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA-2553/2009).

I områder der bunnen er rimelig ensartet kan stasjonene enklest plasseres på basis av et rutenett. For områder med variabelt dyp, kompleks topografi (for eksempel flere bassenger), varierende

¹ Et unntak er TBT der grenseverdien i Trinn 1 på 35 µg/kg beholdes inntil videre, mens grensen mellom Klasse II og III er 5 µg/kg.

sedimenttype, varierende arealbruk (rekreasjon og industri i samme basseng) eller der delområder utsettes for oppvirling fra skip, er det riktigere å etablere stasjonene slik at de ulike typer delområder dekkes. Jo mer varierende et sedimentområde er, jo flere stasjoner må legges inn. Alle stasjoner skal koordinatfestes.

Prøven fra hver stasjon sammenstilles som en blandprøve av 4 parallelle enkeltprøver tatt i tilfeldig posisjon innenfor arealet for stasjonen. Alle analysene utføres på denne blandprøven. Prøvetakingen bør dekke det øvre, biologisk aktive laget av sedimentet, som i de fleste tilfeller vil ligge innenfor de øvre 0-10 cm.

Analysen av sediment, vann og biota skal foretas av laboratorier som er akkreditert for de spesifikke analysene.

Generelle krav til valg av prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver er gitt i NS-EN ISO 5667-19:2004 (har erstattet den tidligere NS 9422). Hvilke prøvetakere som er egnet ved forskjellige typer undersøkelser og sedimentforhold er også angitt i NS-EN ISO 5667-19:2004. Nærmere råd om prøvetaking ved ulike sedimentforhold er gitt i [Vedlegg VIII](#). Samme prøvetakingsmetoder og analyser gjelder for risikovurdering og klassifiseringsformål. I noen tilfeller kan det være behov for å utvide analyseprogrammet i forhold til det man planla i starten av en risikovurderingsprosess. Man bør derfor vurdere å samle inn et større sedimentmateriale enn analysene tilsier når man først er i felt, og lagre ekstramaterialet frosset.

3.2.2 Parametervalg

Tabell 3 gir en minimumsliste av fysiske, kjemiske og toksikologiske parametere som skal analyseres/testes på blandprøven fra hver stasjon for å kunne karakterisere sedimentet. Parameterlisten bør justeres og evt. utvides ut fra stedlige forhold, for eksempel der kunnskap om forureningskilden(e) tilsier et annet utvalg². Utvalget må i så fall begrunnes. For øvrig henvises til [Faktaboks 3](#) som gir en oversikt over alle forbindelser det er utarbeidet grenseverdier for.

Tabell 3 *Anbefalt minimumsliste over analyseparametere for å karakterisere sedimentprøver i forundersøkelser til Trinn 1 i risikovurderingen.*

Gruppe	Parameter
Fysisk karakterisering	Vanninnhold, innhold av silt (< 63µm) og leire (< 2µm)
Tungmetaller	Hg, Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Ni, As
Ikke-klorerte organiske forbindelser	Enkeltforbindelsene i PAH ₁₆
Klorerte organiske forbindelser	Enkeltkongenene i PCB ₇
Andre analyseparametere	TOC, TBT
Toksisitetstester	<i>Skeletonema</i> , <i>Tisbe</i> og <i>Crassostrea</i> (porevann) DR CALUX (ekstrakt)

² For nærmere informasjon om aktuelle miljøgifter knyttet til bestemte bransjer og forurensningstyper henvises til Miljødirektoratet Veileder for håndtering av sedimenter, M-350/2015, vedlegg X, tabell X-1.

3.2.3 Toksisitetstester

For å avdekke mulige gifteffekter av stoffer som ikke inngår i det kjemiske analyseprogrammet og samvirkende effekter av flere stoffer, skal det gjennomføres generelle toksisitetstester. Testene skal fortrinnsvis gjøres på hver stasjon som for de kjemiske analysene, men for relativt homogene bunnområder vil det være tilstrekkelig å gjennomføre testene på en blandprøve fra området grunnere enn 20 m og på en blandprøve fra området dypere enn 20 m. Dette vil gi en "gjennomsnittlig" toksisitet som er tilstrekkelig til å fastslå om sedimentet i hvert delområde oppfyller kriteriet for akseptabel risiko i Trinn 1.

Fra hvert område som skal testes er det behov for å samle minimum 15 liter sediment. Dette vil også være tilstrekkelig mengde til å dekke en eventuell helsedimenttest i Trinn 2. Prøvene bør tas slik at man ikke får med dypereleggende anoksiske lag. Normalt vil prøvene dekke de øvre ca. 10 cm av sedimentet. Det kan også være praktisk (men ikke et krav) at prøvene tas fra de samme stasjonene som prøvene for kjemiske analyser. Ved behandling av prøven må man sikre at porevannet ikke dreneres ut (spesielt viktig for sandige sedimenter). Porevannet bør ekstraheres ut av sedimentet innen 1-2 uker for å unngå utvikling av bl.a. ammoniakk. Porevannet filtreres gjennom 0,2 µm før testing. Dersom testene ikke kan gjennomføres umiddelbart etter ekstraksjon, må porevannet fryses ned.

Toksisitetstestene utføres på minimum to av tre ulike organismetyper: mikroalger (den marine algen *Skeletonema costatum*), bunnlevende krepsdyr (f.eks. hoppekrepsen *Tisbe battaglia*) og evertebratlarver (f.eks. østerslarver *Crassostrea gigas*). Metodene er alle standardiserte screeningtester som kan gjennomføres i løpet av en uke.

Dersom det er mistanke om tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinliknende miljøgifter i sedimentene anbefales gjennomføring av en test (DR CALUX) for spesifikk påvisning av dette. Testen gjennomføres på et organisk ekstrakt av sedimentet.

Testene er kort beskrevet i [Faktaboks 1](#). En mer inngående beskrivelse finnes i [Vedlegg VIII](#).

Faktaboks 1. Toksitetstester i Trinn 1 risikovurdering

Porevannets toksisitet undersøkes ved bruk av 3 standardiserte tester som dekker tre ulike typer organismer:

1. Veksthemmingstest med den marine kiselalgen *Skeletonema costatum*. Algenes veksthastighet måles i en fortyningsserie av porevannet i et sjøvannsbasert vekstmedium. Fra en responskurve som viser veksthastighet som funksjon av porevannsfortynning kan konsentrasjonen (i %) som gir 50 % hemming av algenes vekst (EC_{50}) beregnes. Fra EC_{50} beregnes $TU=100/EC_{50}$ for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten.
2. Dødelighetstest med den bentiske marine hoppekrepsen (copepoda) *Tisbe battagliai*. Testen gjennomføres på tilsvarende måte som algetesten på en fortyningsserie av porevannet. Konsentrasjonen (i %) som gir 50 % dødelighet (LC_{50}) beregnes. TU regnes ut som $100/LC_{50}$.
3. Dødelighetstest med larver av amerikansk østers *Crassostrea gigas*. Testen utføres på samme måte som hoppekreps testen.

Som minimum gjennomføres to av de tre testene.

Sedimentekstrakt i et organisk løsningsmiddel undersøkes med DR CALUX *in vitro* biotest for å måle effekter av dioksiner og dioksinliknende stoffer. Testen anvender cellekulturer som eksponeres for ulike doser av det organiske ekstraktet. Resultatet angis som toksisitetsekvivalenter til dioksin (TEQ ng/kg), dvs som en konsentrasjon på linje med resultatene av kjemiske analyser. Dersom det ikke er mistanke om tilstedeværelse av dioksiner eller dioksinliknende stoffer kan denne testen sløyfes.

3.3 Grenseverdier

Grenseverdiene for ubetydelig risiko i Trinn 1 baserer seg på kunnskap om toksisitet av de ulike stoffene og hva som er akseptabel eksponering for miljøet. Slike toksisitetstest vurderinger blir stadig mer standardisert og harmonisert internasjonalt. Grenseverdiene i Trinn 1 tilsvarer grensen mellom Klasse II og Klasse III i Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann. Det understrekes at disse grenseverdiene er basert på økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. Risikovurdering knyttet til human helse gjennomføres i Trinn 2.

Ved etablering av grenseverdiene er det lagt sterk vekt på å benytte de mest oppdaterte grenseverdier for toksisitet utviklet av EU der slike finnes. Der disse mangler er de økologiske grenseverdiene utviklet på grunnlag av en oppdatert oversikt over toksisitet for de enkelte stoffene og de retningslinjer for applikasjonsfaktorer som er fastsatt av EU for å etablere grenseverdier for ubetydelig økologisk skade. Prinsippet er at jo mindre man vet om stoffenes toksisitet i marint sediment, jo større applikasjonsfaktor brukes for å beregne sikre grenseverdier for økologiske effekter. Siden det foreligger svært få toksisitetsdata for marine sedimenter har man tatt utgangspunkt i toksisitetsdata fra tester på organismer i vann, fortrinnsvis saltvannsorganismer der tilstrekkelig data foreligger, og for øvrig data for ferskvannsorganismer. For de stoffene hvor toksisiteten er lite undersøkt vil applikasjonsfaktorene bli høye og grenseverdiene derfor bli svært konservative.

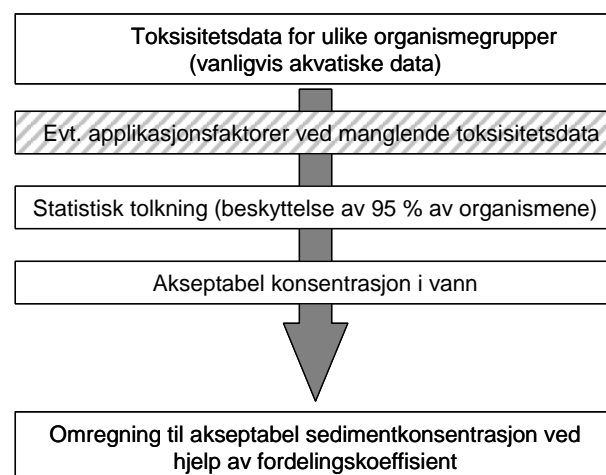
En formell fastsettelse av økologiske grenseverdier ut fra EU TGD vil derfor for mange nye og lite undersøkte stoffer lede til urealistisk lave verdier. Dels havner de i det konsentrasjonsområdet som betegnes som bakgrunnsnivå i norske kystfarvann; for noen blir de også liggende under deteksjons-grensene man kan oppnå ved dagens analysemetoder. For at risikosystemet skal ha praktisk nytte har det derfor vært nødvendig å gå bort fra prinsippene i EU-TGD for flere av stoffene, ved å utelukke applikasjonsfaktorer, fastsette grenseverdi direkte i forhold til liknende stoffer eller stoffgrupper som er bedre undersøkt, eller ved oppjustering til praktisk analyserbart nivå. For disse stoffene vil grenseverdiene bli revidert etter hvert som datagrunnlaget bedres. Miljødirektoratets M-241/2014 viser hvordan grenseverdiene er beregnet for de enkelte stoffene og hvilke justeringer som er gjort i forhold til EU-TGD.

Det understrekes at grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen kun angir risiko for økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. For enkelte stoffer er grenseverdiene for Trinn 1 så høye at sedimenter som tilfredsstillende disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2. Det er derfor nødvendig å gjennomføre Trinn 2 dersom risiko for human helse skal vurderes.

[Faktaboks 2](#) viser gangen i hvordan grenseverdiene for økologisk risiko er utledet. For nærmere detaljer henvises til Miljødirektoratets rapport M-241/2014. [Faktaboks 3](#) viser de anbefalte grenseverdiene for Trinn 1.

Faktaboks 2 Utledning av grenseverdier for økologisk risiko

Grenseverdier baserer seg på en farlighetsvurdering av de ulike stoffene og forventet eksponering i miljøet. Siden det ennå foreligger svært få toksisitetsdata for forurensete sedimenter tas det utgangspunkt i toksisitetsdata fra akvatisk miljø som omregnes til sedimentkonsentrasjoner ved hjelp av fordelingskoeffisienter. Der toksikologiske data er ufullstendige anvendes applikasjonsfaktorer. Arbeidsgangen er illustrert i diagrammet nedenfor.



For en del nye stoffer som man vet lite om, har det vært nødvendig å avvike fra denne prosessen for å unngå urealistisk lav grenseverdi. Dette er gjort enten ved å fjerne applikasjonsfaktorer, fastsette grenseverdien direkte på basis av grenseverdi for liknende kjente stoffer, eller justere grensen opp til praktisk analyserbart nivå (Miljødirektoratets rapport M-241/2014).

De fleste metaller forekommer naturlig i sedimentene, og de anbefalte grenseverdiene angir en maksimalt tillatt konsentrasjon inkludert den naturlige bakgrunnskonsentrasjonen. Øvre grense for bakgrunnskonsentrasjon tilsvarer grensen mellom Klasse I og II. Dersom pålitelige lokale bakgrunnskonsentrasjoner finnes, kan disse brukes i stedet.

For de fleste organiske miljøgifter er det lite kunnskap om bakgrunnsverdier i vann og sediment, og bakgrunnskonsentrasjonen er forutsatt å være lik null. Bakgrunnsverdier er derfor ikke lagt inn i grenseverdiene for de organiske miljøgiftene. Grenseverdiene for organiske miljøgifter er beregnet som totalkonsentrasjoner ut fra likevektsfordeling mellom vann og sediment (definert ved fordelingskoeffisienten K_d), som er avhengig av stoffenes iboende egenskaper og sedimentets innhold av organisk karbon. I beregningene av grenseverdiene i Trinn 1 er innhold av organisk karbon satt lik 1 % som en konservativ verdi. Dersom målt % organisk karbon i sedimentet er en annen, bør K_d justeres som en del av Trinn 2 og 3 risikovurdering. Prosedyre for en slik normalisering er beskrevet i [Faktaboks 10](#).

Metylkvikksølv

Det er ikke etablert en egen grenseverdi i sediment for metylkvikksølv. I større områder hvor tiltak skal gjennomføres, og det er påvist høye konsentrasjoner av kvikksølv, bør en Trinn 3 risikovurdering gjennomføres for å kartlegge hvilken risiko metylkvikksølv utgjør. Det bør da gjennomføres målinger av metylkvikksølv i biota, og resultatene må vurderes opp mot grenseverdien i vannforskriften. De valgte tiltaksmetodene bør også vurderes opp mot potensiell risiko for spredning og nydannelse av metylkvikksølv.

Total mengde hydrokarboner (THC)

THC er ikke egen parameter siden giftvirkningen av THC er ansett dekket gjennom vurderingen av risiko fra PAH.

PCB

Grenseverdier i Trinn 1 er bare oppgitt for sum PCB₇, ikke for hver enkelt kongener. Det samme gjelder klassifiseringen. Dette er fordi det kun finnes toksisitetsdata for et fåtall kongener.

PAH

Grenseverdier er oppgitt både for enkeltstoffer og for sum PAH₁₆. Ved vurdering av risiko og overskridelse av grenseverdien skal dette vurderes for enkeltforbindelser og ikke for sum PAH₁₆. I større områder hvor tiltak utredes og det er påvist høye konsentrasjoner av PAH, bør det gjennomføres en Trinn 3 risikovurdering for å kartlegge hvilken risiko enkeltforbindelsene utgjør. Dette er viktig for å sikre at lokale forhold som for eksempel biotilgjengelighet blir vurdert.

Dioksiner og dioksinlignende stoffer

Både DR CALUX-testen og kjemisk analyse av dioksiner og dioksinlignende forbindelser resulterer i angivelse av konsentrasjon (som toksisitetsekvalenter). Siden DR CALUX-testen dekker alle de dioksinlignende miljøgiftene, ikke bare de som man får i en dioksinanalyse, er den ansett som godt egnet for en Trinn 1 vurdering av områder der det ikke er spesiell grunn til å mistenke at det er et dioksinproblem. Grenseverdi for direkte kjemisk analyse av dioksiner er derfor ikke tatt med i grenseverdiene for Trinn 1.

Tributyltinn (TBT) og Trifenyлтinn (TFT)

TBT og TFT utgjør et spesifikt problem i risikovurderingen. Det er godt grunnlag for å si at TBT og TFT er meget giftig overfor flere typer marine organismer, og grenseverdien for økologiske effekter

er derfor satt så lavt som 0,002 resp. 0,036 µg/kg i sediment (Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann). Så lave verdier er nesten umulig å analysere, og siden stoffet bare er moderat nedbrytbart i sediment vil man omtrent overalt få overskridelse. Mye tyder også på at man ennå ikke har kontroll over kildene til TBT og TFT i det marine miljøet og det er derfor i svært mange tilfeller liten nytte i å gjennomføre sedimenttiltak bare på grunn av TBT eller TFT. Grenseverdien i Trinn 1 på 35 µg TBT/kg beholdes derfor inntil videre, selv om dette avviker fra grensen mellom Klasse II og III i klassifiseringssystemet (5 µg TBT/kg og 5 µg TFT/kg). Grenseverdien på 35 µg/kg vil likevel sikre at minst 75 % av aktive og nedlagte norske skipsverft vil måtte gå videre til Trinn 2 alene pga. TBT eller TFT (Miljødirektoratets Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann).

Beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC

For enkelte av stoffene vil regnearket kunne vise at et sediment som akkurat tilfredsstillter grenseverdiene i Trinn 1 likevel gir en teoretisk porevannskonsentrasjon som overskrider grenseverdiene i vann i Trinn 2 ($PNEC_w$) for de samme stoffene. I slike tilfeller bør resultatene fra Trinn 2, ikke Trinn 1, være styrende for risikovurderingen.

Faktaboks 3 Grenseverdier for Trinn 1 (dekker kun økologisk risiko)

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Metaller		mg/kg
Arsen	7440-38-2	18
Bly	7439-92-1	150
Kadmium	7440-43-9	2,5
Kobber	7440-50-8	84
Krom totalt (III + VI)	7440-47-3	660
Kvikksølv	7439-97-6	0,52
Nikkel	7440-02-0	42
Sink	7440-66-6	139
PAH		µg/kg
Naftalen	91-20-3	27
Acenaftylene	208-96-8	33
Acenaften	83-32-9	96
Fluoren	86-73-7	150
Fenantren	85-01-8	780
Antracen	120-12-7	4,6
Fluoranten	206-44-0	400
Pyren	129-00-0	84
Benzo(a)antracen	56-55-3	60
Krysen	218-01-9	280
Benzo(b)fluoranten	205-99-2	140
Benzo(k)fluoranten	207-08-9	135
Benzo(a)pyren	50-32-8	183
Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	63
Dibenzo(a,h)antracen	53-70-3	27
Benzo(ghi)perylene	191-24-2	84
Sum PAH ₁₆		2000
Andre organiske		µg/kg
DDT	se fotnote A	15
Tributyltinn (TBT-ion, fotnote B)	688-73-3; 366643-28-4	35
Lindan	608-73-1	0,074

- A. DDT sum er 1,1,1-trichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethane (CAS number 50-29-3; EU number 200-024-3); 1,1,1-trichloro-2 (o-chlorophenyl)-2-(p-chlorophenyl) ethane (CAS number 789-02-6; EU Number 212-332-5); 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethylene (CAS number 72-55-9; EU Number 200-784-6); og 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophenyl) ethane (CAS number 72-54-8; EU Number 200-783-0)
- B. Forvaltningsbasert grense som ikke er sammenfallende med grense mellom Klasse II/III (5 µg/kg).

Fortsetter

Faktaboks 3 (fort.) Grenseverdier for Trinn 1 (dekker kun økologisk risiko)

Alle konsentrasjoner er angitt på tørrvektbasis.

Stoff	CAS nr.	Grenseverdi = Grense Klasse II/III
Andre organiske		µg/kg
Heksaklorbenzen	118-74-1	17
Pentaklorbenzen	608-93-5	400
Triklorbenzen	12002-48-1	5,6
Hexaklorbutadien	87-68-3	49
Pentaklorfenol	87-86-5	14
Oktylfenol	140-66-9 (1806-26-4)	0,27
Nonylfenol	84852-15-3	16
Bisfenol A	80-05-7	1,1
Tetrabrombisfenol A	79-94-7	108
Pentabromdifenyleter (sum BDE 28, 47, 99, 100, 153 og 154)	32534-81-9	62
Heksabromcyclododekan	se fotnote C	34
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	1763-23-1	0,23
Diuron	330-54-1	0,71
Irgarol	28159-98-0	0,036
PCB ₇ (sum PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180)	1336-36-3	4,1
Trifenylytin	892-20-6, 900-95-8, 76-87-9, 639-58-7	35
Dodecylfenol med isomere	121158-58-5, 27193-86-8	4,4
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7	10000
Perfluoroktansyre (PFOA)	3825-26-1. flere	71
C10-13 kloralkaner	85535-84-8	800
Klorparafiner (mellomkjedete)	85535-85-9	4600
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser (sum TEQ)	se fotnote D	0,00086
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	541-02-6	44
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	115-96-8	72
Diflubenzuron	35367-38-5	0,2
Teflubenzuron	83121-18-0	0,0004
Trikloran	3380-34-5	9,3
Alaklor	15972-60-8	0,3
Klorfenvinfos	470-90-6	0,5
Klorpyrifos	2921-88-2	1,3
Endosulfan	115-29-7	0,073
Trifluralin	1582-09-8	1600

Toksisitetstester

Porevann	<i>Skeletonema</i>	TU < 1,0
	<i>Tisbe</i>	TU < 1,0
	<i>Crassostrea</i>	TU < 1,0
Org. Ekstrakt	DR CALUX	TEQ < 50 ng/kg

- C. Sum 1,3,5,7,9,11-Hexabromocyclododecane (CAS 25637-99-4), 1,2,5,6,9,10- Hexabromocyclododecane (CAS 3194-55-6), α-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-50-6), β-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-51-7) og γ-Hexabromocyclododecane (CAS 134237-52-8)
- D. Dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

3.4 Resultatvurdering og konklusjoner

3.4.1 Friskmelding av området

Resultatene av analysene sammenlignes med grenseverdiene som er gitt i Faktaboks 3. Ved sammenlikning med grenseverdiene er det gjennomsnittsnivåene av miljøgiftene som bør være i fokus, ikke nivået fra den mest forurensede stasjonen (maksimumsnivå). Dette er fordi det er områdets samlede risiko man vurderer, ikke bare risiko fra et enkelt prøvetakingspunkt. For analyseresultater under deteksjonsgrensen bør man for å være på den sikre siden sette inn halvparten av deteksjonsgrensen i regnearket som aktuell konsentrasjon.

Sedimentene ansees å utgjøre en akseptabel risiko og kan "friskmeldes" dersom:

- Gjennomsnittskonsentrasjon for hver miljøgift over alle prøvene (minst 5) er lavere enn grenseverdien for Trinn 1, og ingen enkeltkonsentrasjon er høyere enn den høyeste av:
 - 2 x grenseverdien,
 - grensen mellom klasse III og IV for stoffet.
- Toksisiteten av sedimentet tilfredsstillende grenseverdiene for alle testene.

Dersom analyseresultatene viser at overskridelsen åpenbart kun er knyttet til en eller noen få av stasjonene, bør man vurdere om det er aktuelt å identifisere en avgrenset del av området som forurensset (en «hotspot»), mens resten "friskmeldes". Dette krever at man har analysert de samme stoffene på alle stasjonene. Med det antall stasjoner som risikoveilederen krever, vil man bare kunne gjøre en grov geografisk avgrensning av slike delområder. Ofte vil det være behov for supplerende prøvetaking for at avgrensningen kan gjøres med tilstrekkelig grad av sikkerhet. Før man går videre med dette, bør man derfor vurdere om det vil være praktisk og lønnsomt å gjennomføre tiltak bare på et avgrenset område.

Dersom variasjonen i konsentrasjonene mellom prøvene viser at forholdet mellom medianverdien og den høyest observerte verdien, er mindre enn 2 viser dette at forurensningsgraden er rimelig homogen over alle stasjonene, og godt representert ved gjennomsnittskonsentrasjonen. Den høyeste konsentrasjonen gir i så fall ikke indikasjon på at det finnes noen "hotspot" i sedimentene og utvidet prøvetaking i samme område vil dermed heller ikke endre utfallet av risikovurderingen nevneverdig.

Det understrekes igjen at Trinn 1 bare omhandler økologisk risiko. Dersom miljømål for et område omfatter human helse, eller det av andre grunner er ønskelig å gjennomføre en risikovurdering knyttet til human helse, må Trinn 2 gjennomføres, selv om området kan friskmeldes mht økologisk risiko etter Trinn 1.

4. Risikovurdering Trinn 2

4.1 Generelt

Trinn 2 har som mål å bedømme om risikoen for miljø- og helsemessig skade fra et sediment er akseptabel eller ikke. I Trinn 2 bedømmes den risikoen sedimentene utgjør i forhold til miljømål og tilhørende akseptkriterier for et område. Veiledningen dekker tre uavhengige vurderinger som samsvarer med Miljødirektoratets tre ambisjonsnivåer for den miljøkvalitet det kan være ønskelig å oppnå:

2A. Risiko for spredning vurderes ut fra beregnet miljøgifttransport fra sediment til vannmassene via diffusjon og bioturbasjon, oppvirling primært som følge av skipstrafikk og opptak i organismer og spredning gjennom næringskjeden.

2B. Risiko for human helse vurderes ut fra aktuelle transportveier til mennesker etter hvordan et sedimentområde brukes: havnevirksomhet, rekreasjon, fangst av sjømat, osv. Den viktigste eksponeringsveien er via konsum av fisk og skalldyr, men inntak av og kontakt med sediment og vann er også tatt med der det kan ha betydning ved rekreasjon og bading.

2C. Risiko for effekter på økosystemet vurderes ut fra beregnede konsentrasjoner av miljøgifter som organismer i vann og sediment eksponeres for sammenlignet med relevante grenseverdier for effekter. Resultatene av toksisitetstestene fra Trinn 1 og helsesedimenttesten i Trinn 2 legges også til grunn.

De aktuelle transportveiene fra sedimentet er forenklet vist i *Figur 5*. Forenklet mønster for spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet.. I Trinn 2 gjøres beregninger for å anslå betydningen av disse transportveiene. Veilederen foreslår å anta typiske verdier for målestørrelser, konstanter og koeffisienter som inngår i beregningene (kalt sjablongverdier), men dersom pålitelige lokale verdier finnes bør disse brukes. [Faktaboks 4](#) gir en oversikt over nødvendige data for å utføre beregningene i Trinn 2 og annen viktig informasjon som kan brukes i tolkningen av resultatene fra Trinn 2.

Trinn 2 krever også at det gjennomføres en test på toksisitet av sedimentet overfor sedimentlevende dyr (helsesediment test). Man kan velge mellom test på fjæremarken *Arenicola marina* eller krepsdyret *Corophium volutator*. Testen registrerer både atferd og overlevelse hos forsøksdyra etter eksponeringen. En dødelighet på over 20 % regnes som signifikant og er satt som grense for uakseptabel risiko.

Det vil normalt være tilstrekkelig å gjennomføre testene på en samleprøve av sediment fra hele sedimentområdet (gir en gjennomsnittlig toksisitet og bioakkumulering). I større områder kan en lokal differensiering av sedimenttoksisitet være nyttig grunnlag for å avgrense delområder for tiltak. Testen er beskrevet i [Vedlegg VIII.4](#).

For sedimentområder der det bare er TBT eller TFT og ingen andre stoffer som overskrider grenseverdien i Trinn 1, gjennomføres en Trinn 2- vurdering som normalt, men ved tolkningen legges vekten på eventuell helserisiko, og spesielt der spesifikke miljømål er knyttet til human helse. Grunnen er at den reelle grenseverdien for økologiske effekter av TBT og TFT i vann og

sediment er så lav at man *a priori* kan regne med at risikoen for økologisk skade er uakseptabel for alle sedimentområder som går videre til Trinn 2. En økologisk risikovurdering basert på konsentrasjoner av TBT eller TFT alene blir derfor ikke noe egnet praktisk verktøy for å skille mellom områder som skal gå videre til tiltaksplanlegging. Dette er likevel ikke til hinder for at områder som utpeker seg med særskilt høye forekomster av TBT eller TFT kan bli vurdert for tiltak.

Tolkningen av resultatene fra Trinn 2 skal gjøre det mulig å skille sedimentområdene som utgjør akseptabel risiko (tiltak ikke nødvendig) fra de som det må planlegges tiltak for. Uakseptabel risiko fører ikke nødvendigvis til at tiltak må gjøres, men som minimum at tiltak vurderes. I denne vurderingen vil det også være behov for å veie risikoen fra sedimentene opp mot risikoen fra andre potensielle forurensningskilder.

Før tiltaksplanlegging kan det være ønskelig å bedre den lokale forankringen av beregningene i Trinn 2. Ved å bruke målestørrelser, konstanter og koeffisienter som er spesifikke for et bestemt tiltaksområde i stedet for de foreslåtte sjablongverdiene, kan man oppnå en mer realistisk (og sannsynligvis mindre konservativ) risikovurdering. Slike forbedringer i beregningsgrunnlaget utgjør Trinn 3 i risikovurderingen (se kapittel 5).

Regneverktøyet i Excel-format dekker gjennomføringen av Trinn 1 og 2. Regnearket dekker formelverket, konstanter og sjablongverdier gitt i faktaboksene i veilederen, samt grenseverdier og stoffdata. Regnearkets struktur er vist i tekstboksen på neste side.

Oversikt over regnearkets struktur

Regnearket er utarbeidet for å kunne utføre regneoperasjonene i henhold til risikoveilederen. I tillegg gir regnearket sammenligninger med gitte grenseverdier i veilederen. Regnearket skal også sørge for at beregningsgrunnlaget synliggjøres.

Nedenfor følger en kort forklaring om funksjonen til de ulike arkene. Grønne ark angir ark hvor brukeren skal legge inn data, gule ark angir beregninger som utføres, og blå ark angir resultatarket. Grå ark inneholder stoffdata.

1 a. Stedsspesifikke data	<p>Dette arket gir brukeren muligheten til å legge inn stedsspesifikke data for lokaliteten som skal risikovurderes. Det foreligger sjablongverdier for de fleste parametrene, men i kolonnen "anvendt verdi" kan man legge inn andre verdier. Dette må i tillegg begrunnes i kommentarfeltet. Nbl Korreksjonsfaktoren (celle C15), kan ikke endres. Denne sørger for riktig benevning for spredning som følge av bio-diffusion.</p>
1 b. Konsentrasjoner sediment	<p>I dette arket skal målte sedimentkonsentrasjoner legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Disse verdiene benyttes videre av regnearket. I tillegg beregnes forholdet mellom høyeste verdi og medianverdi for hver av stoffene det er lagt inn konsentrasjoner for. Dersom forholdet er lavere enn 2, tyder det på at datasettet gir en god beskrivelse av området og at det ikke skiller seg ut en prøve som kunne indikere en "hotspot".</p>
1 c. Konsentrasjoner sjøvann	<p>I dette arket skal målte sjøvannskonsentrasjoner legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom det ikke er målt sjøvannskonsentrasjoner, vil regnearket benytte beregnet sjøvannskonsentrasjon jmfør Faktaboks 9 i veilederen (dersom de nødvendige inngangsparametrene finnes) eller målte eller beregnede porevannskonsentrasjoner.</p>
1 d. Konsentrasjoner porevann	<p>I dette arket skal målte porevannskonsentrasjoner legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon, maksimumskonsentrasjon og fordelingskoeffisient (K_d) for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, beregner regnearket verdier ut i fra sedimentkonsentrasjon og fordelingskoeffisienter.</p>
1 e. Vevskonsentrasjon i bunnfauna	<p>I dette arket skal målte vevskonsentrasjoner i bunnfauna (C_{bio}) legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom C_{bio} ikke er målt, beregner regnearket konsentrasjonen ut i fra sedimentkonsentrasjon, biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk og fordelingskoeffisienter.</p>
1 f. Vevskonsentrasjon i fisk	<p>I dette arket skal målte vevskonsentrasjoner i fisk (C_{fisk}) legges inn. Legg også inn navn på prøvene. Basert på det som legges inn, beregnes antall prøver, snittkonsentrasjon og maksimumskonsentrasjon for hvert stoff. Verdiene benyttes videre av regnearket. Dersom C_{fisk} ikke er målt, benytter regnearket målt eller beregnet vevskonsentrasjon i bunnfauna (C_{bio}), se forklaring til ark 1e.</p>
1g . Økotoksisitet	<p>I dette arket skal resultater fra økotokestestene legges inn. Navn på prøvene kan også legges inn. Basert på det som legges inn, genereres en resultattabell i ark 4 som sammenligner resultater med grenseverdier for trinn 1.</p>
2a. Mellomberegning	<p>Dette arket inneholder diverse mellomberegninger som må til for å beregne spredning og human helseisiko. Her kan du blant annet finne hva sjøvannskonsentrasjonen basert på Faktaboks 9 i veilederen blir, hvilken porevannskonsentrasjon som benyttes og hvordan innholdet av organisk karbon påvirker fordelingskoeffisientene. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
2b. Beregnet stedsspesifikk K_d	<p>Dette arket beregner stedsspesifikke fordelingskoeffisienter (K_d) dersom målt porevannskonsentrasjon er lagt inn i regnearket. Dersom det ikke er målt porevannskonsentrasjoner, benyttes K_d lik standard eventuelt justert for innholdet av TOC (må legges inn i ark 1a). <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
2c. Beregnet tillatt spredning	<p>Dette arket beregner hva spredningen vil være dersom sedimentene tilfredsstiller grenseverdi for trinn 1. Antall skipsanløp (N_{skp}) fra ark 1a er det eneste som ikke er standardverdi i denne utregningen. Resultatet benyttes i resultatark 4 for sammenligning med beregnet spredning basert på sedimentkonsentrasjoner som er lagt inn i ark 1b. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket.</i></p>
3a. Beregnet spredning	<p>Dette arket viser hva spredningen blir ut i fra de konsentrasjoner og stedsspesifikke data som brukeren har lagt inn. Det er i alt tre spredningsmekanismer som kan være aktuelle: spredning som følge av biodiffusjon (F_{diff}), spredning som følge av oppvirvling fra skip (F_{skp}) og spredning som følge av transport via organismer (F_{org}). F_{tot} angir summen av de tre spredningsmekanismene. Regnearket beregner maksverdier og snitt-verdier for spredning, samt tiden det vil ta å tømme det bioaktive sedimentlaget for det gitt stoffet (t_{om}). Resultatene oppsummeres i ark 4. I tillegg viser arket prosentvis fordeling mellom de ulike spredningsmekanismene, slik at man raskt ser hvilken mekanisme som dominerer. <i>Det skal ikke legges inn tall i dette arket</i></p>

Faktaboks 4. Informasjonsbehov for gjennomføring av Trinn 2

Nødvendig informasjon for å gjennomføre Trinn 2 er uthevet (se også regnearket del 1a). Øvrig øvrige punkter brukes ikke i beregningene, men kan være nyttig for en bedre tolkning av resultatene og forståelse av de lokale forhold og vil ofte inngå i Trinn 3.

Fysiske forhold:

- **vanddyb** (fra kart, brukes til potensial for oppvirvling, volumberegninger)
- **bunnareal** (fra kart, brukes for beregninger av samlet fluks, volumberegninger)
- **bunnareal grunnere enn 20 m** (beregning av oppvirvling fra skipspropeller)
- **kornfordeling** (måles og brukes for beregning av oppvirvling)
- **oppholdstid** av vannet i bassenget (beregnes, brukes til beregning av miljøgiftkonsentrasjoner i vannet og risiko for økologiske effekter)
- **skipstrafikkdata** (innhentes, lengde, dyp og posisjon for navigasjonsruter, totalt sedimentareal <20 m påvirket av skipsfarten, anløpshyppighet)
- vanninnhold i sedimentet (måles, brukes til porevannsmengde, oppvirvling)
- **skjærstyrke** (måles, tolkning av oppvirvling)
- **strømforhold** ved bunnen (måles, videre spredning av miljøgifter fra sedimentet)
- pågående anleggsarbeid (data innhentes)
- areal av eventuell hardbunn innenfor sedimentområdet (kartlegges evt. visuelt, vurdering av reell spredning til vannmassene)

Kjemiske forhold:

- **miljøgifter i sediment** (måles i Trinn 1)
- **organisk innhold i sediment** (måles, justering av fordelingskoeffisienter og tolkning av resultater)
- miljøgifter i porevannet (beregnes evt. måles (Trinn 3), inngår i fluksberegningene av biodiffusjon og transport via organismer)
- miljøgifter i sjøvannet (beregnes evt. måles (Trinn 3)), vurdering av om beregnet bidrag fra sedimentene er realistisk samt av humaneksponering ved bading)
- oksygenforhold i bunnvann (måles, tolkning av mobilitet til metaller og av økologiske effekter),
- redoksforhold i sedimentene (måles, tolkning av mobilitet til metaller og økologiske effekter)
- sedimentrespirasjon (fra litteratur, inngangsdata for beregning av transport i næringskjeden)
- sedimentasjon av organisk materiale (måles, revidert beregning av transport i næringskjeden)

Biologiske forhold:

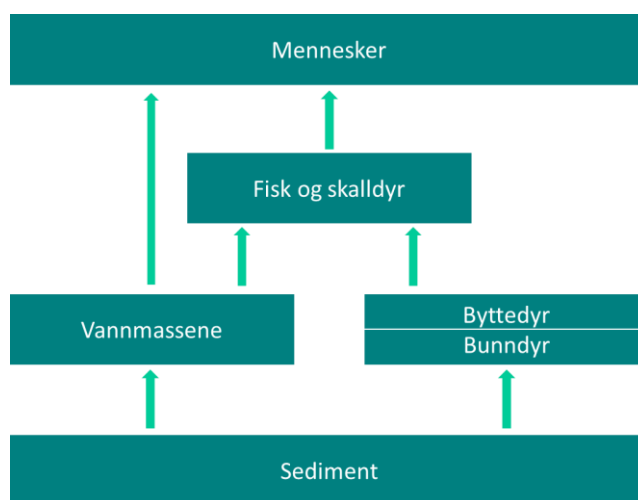
- **toksitetstester** (måles i Trinn 1)
- **helsedimenttest** (måles i Trinn 2)
- bunnfaunasammensetning (måles, tolkning av bioturbasjonsintensitet og økologiske effekter)
- forekomst av fisk og skalldyr egnet for konsum (data innhentes/måles, tolkning av risiko for human helse)
- miljøgifter i sjømat (måles, vurdering av hva bidraget fra sedimentene kan bety)
- kartlegging av spesielt verdifulle eller sårbare bestander (data innhentes, tolkning av økologiske effekters betydning)

Sosioøkonomiske forhold

- fangst av fisk og skalldyr for konsum (data innhentes, risiko for human helse)
- nåværende og ønsket arealbruk (data innhentes, vurdering av mål for eventuelle tiltak)

4.2 Vurdering av risiko for spredning av miljøgifter (Trinn 2A)

I Trinn 2 gjennomføres enkle beregninger av hastighet av miljøgifttransport (fluks) fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet. Transportvegene er forenklet illustrert i Figur 5. I risikovurderingen brukes beregnet transport og de resulterende konsentrasjoner i ulike medier til å bedømme graden av spredning og konsekvenser for miljø og human helse. Transporten av miljøgifter fra sedimentet angis både som fluks pr kvadratmeter og som årlig transport fra hele sedimentarealet. Prosesser og beregning av miljøgifttransport fra sedimentet til vannmassene er nærmere beskrevet i kapittel 4.2.1 - 4.2.3.



Figur 5. Forenklet mønster for spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet.

4.2.1 Transport av oppløste stoffer fra porevannet

Diffusjon

Dette er en fysisk prosess som resulterer i utjevning av konsentrasjonsforskjeller uten innflytelse av strøm eller turbulens. I risikosammenheng er det utjevning mellom konsentrasjoner i porevannet i sedimentet og vannet over bunnen som er av betydning. Diffusjonen leder til en kontinuerlig svak transport av kjemikalier fra porevannet til bunnvannet.

Adveksjon

Dette er en transport av porevann til vannet over drevet av svake strømmer gjennom sedimentet. Dersom det er liten grunnvannstransport gjennom sedimentlaget vil adveksjonen være ubetydelig.

Biodiffusjon

Dette er en forsterket diffusjon i øvre del av sedimentet ved at bunnlevende dyr enten rører om sedimentet og bringer nytt porevann til overflaten, eller at de pumper vann fra sedimentet og ut som ledd i respirasjon og fødeopptak. Denne biologiske aktiviteten (bioturbasjonen) fører til en blanding av adveksjon og diffusjon kalt biodiffusjon som er anslagsvis 10 ganger mer intens enn den rene fysiske diffusjonen i et naturlig sediment. Under anoksiske forhold i sedimentet vil det være liten eller ingen bioturbasjon og i praksis ingen forskjell mellom fysisk diffusjon og biodiffusjon. Beregning utføres som vist i [Faktaboks 5](#).

Faktaboks 5 Beregning av transport via biodiffusjon

Spredning ved biodiffusjon (F_{diff}) beregnes som angitt i ligningen nedenfor. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes.

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} \cdot a \cdot D_s \cdot \frac{C_{pv}}{\Delta x} \cdot 3,15 \cdot 10^8$$

F_{diff} = biodiffusjon (mg/m²/år)

n = porøsitet (0,7)

τ = tortuositet (krunglingsfaktor, 3)

a = faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon (10)

D_s = molekylærdiffusjonskoeffisient (cm²/s, stoffavhengig, [vedlegg I](#))

C_{pv} = porevannskonsentrasjon (mg/l, $C_{pv} = C_{sed} [\text{mg/kg}]/K_d$ eller måles, se [faktaboks 10](#))

Δx = diffusjonslengde (1 cm)

4.2.2 Transport av stoffer som er bundet til sedimentpartikler

Oppvirvling/erosjon

Dette er transport av miljøgifter på sedimentpartikler som virvles opp i vannmassene pga. omrøring av bunnvannet. Partikler i leirfraksjonen ($\leq 2\mu\text{m}$) regnes for å bidra mest til transport av partikkelbundne miljøgifter og er også den fraksjon av bunnsedimentet som holder seg lengst i vannmassene etter oppvirvling. I risikosammenheng er oppvirvling under skipsmanøvrering den viktigste transportmekanismen ([Faktaboks 6](#)). I risikoveilederen regnes at propellgenerert erosjon bare forekommer ved vanddyp grunnere enn 20 m. Det finnes lite systematisk informasjon om effekten av vannjet i forhold til propeller. Mye tyder på at vannjet under manøvrering i havneområder kan forårsake kraftigere erosjon enn propeller ved samme båtstørrelse og til større dyp, men antakelig over et mindre areal. Inntil man får bedre grunnlag for å estimere effekter av vannjet anbefales det derfor at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propelldrevne båter i en stor havn ([Faktaboks 6](#)) og beregner erosjonen deretter.

Faktaboks 6 Beregning av sedimenttransport generert av propelloppvirvling

Sedimenter som ligger på vanddyb grunnere enn ca 20 m kan spres som følge av propelloppvirvling. Spredning som følge av propelloppvirvling fra skip (F_{skip}) beregnes ut fra antall skipsanløp pr. år og et estimat av oppvirvlet mengde sediment. Beregningene gjøres for hvert stoff.

$$F_{skip} = \frac{2 \cdot N_{skip} \cdot m_{sed} \cdot C_{sed} \cdot (f_{løst} + f_{susp})}{A_{skip}}$$

F_{skip} = spredning som følge av skipstrafikk (mg/m²/år)

2 = multiplikasjonsfaktor som dekker anløp pluss avgang av båten

N_{skip} = antall skipsanløp pr. år (havnemyndigheter)

C_{sed} = sedimentkonsentrasjon innenfor A_{skip} (mg/kg t.v., måles)

$f_{løst}$ = fraksjon løst, den delen av sedimentinnholdet som kan løse seg opp etter oppvirvling (10/ K_d , stoffavhengig ([Vedlegg I](#)) eller fra utlekkingsstest ved L/S=10, [Vedlegg VIII](#))

f_{susp} = fraksjon suspendert (sedimentfraksjon < 2µm, måles)

A_{skip} = totalt sedimentareal < 20 m dyp (<15 m der det kun er trafikk med mindre fartøyer) som påvirkes av skipstrafikken (m², anslås på basis av trafikkmønster, er uavhengig av antall anløp).

m_{sed} = mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt (kg pr. anløp en veg; tabell nedenfor).

Sjablongverdier for mengde (m_{sed} , kg) oppvirvlet finfraksjon sediment pr anløp er gitt i tabellen nedenfor. Den er basert på en standard trasélengde <20 m dyp på 120 m. Før m_{sed} settes inn i formelen for F_{skip} , må sjablongverdien multipliseres med reell trasélengde (T i meter) og divideres med 120 (gjøres av regnearket). Sedimenttype skal velges ut fra målt kornfordeling.

$$m_{sed} = \frac{m_{oppvirvlet} \cdot T}{120}$$

T = trasélengde (m, sjablongverdien er 120 m)

Oppvirvlet mengde ($m_{oppvirvlet}$)	Havnekategori		
Sedimenttype	Stor havn 1)	Industrihavn 2)	Småbåthavn
Silt og leire	2000	1000	150
Sand	200	100	15
Grus og stein	20	10	1

1) ferger, cruiseskip, taubåter, m.m.

2) lastebåter, supplybåter, m.m.

For en mer nyansert beregning av oppvirvling fra ulike typer skip henvises til [vedlegg IX](#).

4.2.3 Transport av miljøgifter gjennom næringskjeden

I tillegg til direkte transport via fysiske prosesser vil miljøgifter kunne transporteres ut fra sedimentet ved at de tas opp i bunnlevende dyr som spises av fisk og andre dyr. For noen stoffer vil det kunne skje en oppkonsentrering oppover i næringskjeden (biomagnifisering). Beregning utføres som vist i [Faktaboks 7](#). For nærmere informasjon henvises til [vedlegg X](#)

Faktaboks 7. Beregning av transport via organismer

Spredning som følge av opptak i organismer og predasjon (F_{org}) kan beregnes ut fra vevskonsentrasjon av miljøgifter i potensielle byttedyr (C_{bio}) og et estimat av hvor mye av denne bunndyrbiomassen som spises av predatorerne. Beregningene forutsetter at bunndyrbiomassen er tilnærmet konstant over tid. Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes ([vedlegg VII](#)).

$$F_{org} = \frac{C_{bio}}{OC_{cbio}} (OC_{sed} \cdot (1-d) - OC_{resp}) \cdot 1/1000$$

- F_{org} = spredning som følge av opptak i organismer (mg/m²/år)
 C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v., måles eller beregnes)
 OC_{cbio} = mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse (0,25 g/g t.v.)
 OC_{sed} = tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra (200 g/m²/år)
 d = fraksjon av organisk karbon som ikke omsettes (0,47 g/g)
 OC_{resp} = organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet (31 g/m²/år)

Dersom det ikke foreligger målte vevskonsentrasjoner i bunnfauna kan denne beregnes som følger.

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} \cdot BCF_{fisk} \cdot 5}{K_d}$$

- C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.)
 C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)
 BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk (l/kg v.v., stoffavhengig, [vedlegg I](#))
 K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg, stoffavhengig, [vedlegg I](#), kan justeres for innhold av organisk karbon, [faktaboks 10](#))
5 = En faktor som brukes for å konvertere BCF_{fisk} som er på våtvektsbasis til C_{bio} på tørrvektsbasis. Faktoren baserer seg på at tørrvekt av biologisk materiale typisk er 1/5 av våtvekt.

4.2.4 Beregning av spredning i Trinn 2

Ligningene ifølge faktaboks 5 - 7 gir grunnlag for å beregne total transport av miljøgifter ut fra sedimentet (faktaboks 8). Fra dette beregner man sedimentenes bidrag til miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentet ([Faktaboks 9](#)) og i biota/fisk, som er grunnlaget for å vurdere risiko for effekter på økosystemet og human helse som skyldes sedimentet. Fordelingskoeffisientene som inngår i beregningene er gitt i [Vedlegg I](#). Det er også mulig å bruke målte koeffisienter fra det aktuelle sedimentet. Hvordan dette gjøres, er beskrevet i [Faktaboks 10](#).

Det kan være nyttig å kontrollere om beregningsresultatene er sannsynlige. Måter å gjøre dette på er skissert i [Faktaboks 11](#).

Faktaboks 8. Beregning av total miljøgiftfluks og årlig transport fra sedimentet

Miljøgiftfluksen og årlig transport av miljøgifter fra sedimentet skal beregnes separat for hvert delområde.

Total fluks av et stoff ut av sedimentet F (uttrykt som $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) estimeres som:

$$F_{tot, skip} = F_{diff} + F_{skip} + F_{org}$$
$$F_{tot, sed-skip} = F_{diff} + F_{org}$$

- $F_{tot, skip}$ = total miljøgiftfluks fra sedimentarealet påvirket av skip ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 $F_{tot, sed-skip}$ = total miljøgiftfluks fra sedimentarealet ikke påvirket av skip ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 F_{diff} = fluks som følge av biodiffusjon ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 F_{skip} = fluks som følge av skipsoppvirvling ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)
 F_{org} = fluks som følge av opptak i organismer ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$)

For å vurdere den samlede fluksen av miljøgifter må man skille mellom områder som er påvirket av skipsaktiviteten (A_{skip}) og områder som ikke er påvirket av skipsaktivitet ($A_{sed-skip}$, se [kapittel 2.4](#)). Beregningen gjøres derfor separat for de to sedimentarealene vist i [Figur 4](#).

Årlig transport av miljøgifter

I en tiltaksvurdering kan det være behov for å vurdere miljøgiftbidraget fra sedimentene opp mot bidrag fra andre kilder. Dette gjøres enklest ved å angi den årlige transporten. Total transport av et stoff ut av sedimentet U (uttrykt som $\text{mg}/\text{år}$) estimeres som:

$$U_{tot, skip} = F_{tot, skip} \cdot A_{skip}$$
$$U_{tot, sed-skip} = F_{tot, sed-skip} \cdot A_{sed-skip}$$

- $U_{tot, skip}$ = total årlig transport fra sedimentet påvirket av skip ($\text{mg}/\text{år}$)
 $U_{tot, sed-skip}$ = total årlig transport fra sedimentet ikke påvirket av skip ($\text{mg}/\text{år}$)
 A_{skip} = det sedimentarealet som er påvirket av skip (m^2)
 $A_{sed-skip}$ = det sedimentarealet som ikke er påvirket av skip (m^2)

U beregnes separat for de samme delområdene som i fluksberegningene ovenfor. Dette gir grunnlag for å angi årlig transport U fra skipspåvirket og ikke skipspåvirket område samt total mengde spredt fra hele området:

$$U_{tot} = U_{tot, skip} + U_{tot, sed-skip}$$

- U_{tot} = total årlig transport fra hele sedimentetarealet ($\text{mg}/\text{år}$)

Faktaboks 9. Beregning av konsentrasjoner i vannmassene

Beregning av gjennomsnittlig miljøgiftkonsentrasjon i vannvolumet i sedimentområdet som følge av spredning fra sedimentet kan gjøres på basis av informasjon om vannmassenes oppholdstid. Denne spredning er lik total flux ut av sedimentet (F_{tot}) minus det som tas opp i organismer (F_{org}) og er lik diffusjons flux plus spredning som følge av skipsoppvirvling ($F_{diff} + F_{skip}$, se [faktaboks 8](#)). Dersom det ikke foreligger måledata brukes sjablongverdiene angitt i parentes. Beregningen gjøres etter formelen

$$C_{sv} = \frac{(F_{tot} - F_{org}) \cdot A_{sed}}{V_{sjø}} \cdot t_r = \frac{F_{tot} - F_{org}}{d_{sjø}} \cdot t_r$$

- C_{sv} = konsentrasjon i vannmassene ($\text{mg}/\text{m}^3 = \mu\text{g}/\text{l}$)
- A_{sed} = totalt sedimentareal (m^2 , beregnes fra kart)
- $V_{sjø}$ = vannvolumet over sedimentet (m^3 , beregnes fra areal og dyp)
- $d_{sjø}$ = gjennomsnittlig dybde i sedimentområdet (m, måles)
- t_r = oppholdstid av vannet i sedimentområdet (0,02 år = ca 1 uke)

Oppholdstiden t_r er svært variabel og bør beregnes på basis av oseanografiske målinger.

På basis av beregningene ovenfor kan man videre beregne fluksen av miljøgifter fra risikoområdet til vannmassene i omkringliggende områder (denne beregningen omfatter ikke transport gjennom vandring av organismer):

$$F_{ut} = \frac{C_{sv} \cdot V_{sjø}}{t_r}$$

F_{ut} = total miljøgifttransport ut av sedimentområdet ($\text{mg}/\text{år}$)

Faktaboks 10. Endring av foreslåtte fordelingskoeffisienter

For organiske miljøgifter er K_d -verdiene basert på fraksjon organiske karbon (f_{oc}) og stoffspesifikke fordelingskoeffisienter (K_{oc}) normalisert til organisk karbon ([vedlegg I](#)):

$$K_d = f_{oc} \cdot K_{oc}$$

De oppgitte K_d -verdiene er basert på et innhold av organisk karbon på 1 % ($f_{oc} = 0.01$) i sedimentet. Dersom målt innhold organisk karbon i sedimentet avviker mye fra dette, bør K_d justeres. Det anbefales i så fall å bruke en gjennomsnittlig f_{oc} -verdi for prøvene i et delområde. Den nye K_d beregnes da ved å multiplisere den oppgitte K_d med den målte prosent organisk karbon. Oppgitt K_d for f.eks naftalen er 13 ved 1 % organisk karbon. Ved 5 % organisk karbon blir derfor K_d for naftalen $13 \times 5 = 65$, dvs naftalen blir sterkere bundet til sedimentet.

De oppgitte fordelingskoeffisientene skal dekke alle forhold, og vil i mange tilfeller overestimere konsentrasjon av miljøgiftene i porevannet, og derved også risikoen fra sedimentene. For noen områder er det grunn til å anta at forurensningen er av gammel art og derav sterkt bundet til partikler, eller at det partikulære materialet selv har sterk bindingsevne (f. eks kullholdig partikulært materiale eller sotkarbon). Ved mistanke om slike forhold, vil det være aktuelt å erstatte de oppgitte K_d -verdiene med steds spesifikke, målte verdier. Dette gjelder spesielt for en del PAH forurensende sedimentområder der forurensning er sterkt bundet til forbrenningsrelatert karbon og lite mobiliserbare. Et annet eksempel er anoksiske sedimenter der metallene kan være så sterkt bundet som metallsulfider at de i praksis ikke er biotilgjengelige så lenge sedimentene ikke virvles opp i oksygenrike vannmasser. Bestemmelse av steds spesifikke K_d -verdier er beskrevet i [vedlegg VIII.6](#).

Det kan også være ønskelig å erstatte de oppgitte fordelingskoeffisientene mellom vann og organismer (BCF) og mellom sediment og organismer (BSAF) med målte koeffisienter. Direkte måling av BSAF gjøres i Trinn 3 gjennom bioakkumuleringstesten beskrevet i [Vedlegg VIII.5](#).

K_d og BCF for tungmetaller varierer som nevnt betydelig lokalt som funksjon av sedimentenes redoksforhold. Variasjonen er uforutsigbar. Her bør man også vurdere å erstatte de sjablongverdiene med målte BSAF-verdier.

Tips ved bruk av regnearket

I regnearket vil K_d -verdiene for organiske miljøgifter automatisk justeres dersom det legges inn en annen verdi enn standardverdien for TOC (1 %). Dersom det legges inn målte porevannskonsentrasjoner, vil regnearket beregne steds spesifikke K_d -verdier for de stoffene som er målt. Disse steds spesifikke K_d -verdiene benyttes da av regnearket fremfor K_d -verdier kun justert for TOC.

NB En må huske på at porevannskonsentrasjoner må legges inn i samme kolonne som tilhørende sedimentprøve i regnearket. Hvis ikke blir K_d feilberegnet.

Faktaboks 11. Kontroll av beregningene i Trinn 2

Det anbefales å gjøre enkle kontroller på at beregningsresultatene i Trinn 2 er sannsynlige.

Fluksberegningene ut av sedimentet kan brukes til å anslå hvor raskt sedimentets lager av miljøgifter vil tømmes. I et forurenset område bør mengden miljøgifter som netto tapes årlig fra sedimentene kun være en liten brøkdel av lageret. Hvis ikke ville sedimentene allerede være tømt for miljøgifter. Som sjablongverdi kan man gå ut fra at tømningen skjer fra miljøgiftlageret i de øvre 10 cm av bunnen (antatt maksimalt bioturbasjonsdyp av betydning). Er fluksene relativt store slik at lageret "tømmes fort" er de enten overestimert, eller så tilføres sedimentet en betydelig mengde miljøgifter. Beregnet tid det tar å tømme lageret av en bestemt miljøgift vil derfor indikere om fluksene er overestimert. Tømmetiden beregnes etter:

$$t_{tom} = \frac{d_{sed} \cdot C_{sed} \cdot \rho_{vv} \cdot f_{tv}}{F_{tot}}$$

t_{tom} = tiden det tar å tømme lageret i det bioaktive laget (år)

d_{sed} = mektighet av bioturbasjonsdyp (100 mm/m²)

r_{sed} = sedimentasjonshastighet (3 mm/m²/år)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)

ρ_{vv} = tetthet av vått sediment (1,3 kg/liter)

f_{tv} = fraksjon tørrvekt av vått sediment (0,35)

F_{tot} = total miljøgifttransport fra sedimentet (mg/m²/år)

Beregningene av miljøgiftkonsentrasjon i vannmassene kan eventuelt kontrolleres ved direkte målinger, enten på vannprøver eller ved bruk av passive prøvetakere. Disse målingene vil vise totalkonsentrasjon av miljøgifter i vannmassene. Det beregnede bidraget fra sedimentene bør ikke overstige dette.

På samme måte kan man kontrollere estimatene av miljøgifter i organismer ved å analysere miljøgifter i fisk og skaldyr. Som for vannmassene bør ikke det beregnede bidraget fra sedimentene i særlig grad overstige de målte totalkonsentrasjonene.

4.2.5 Vurdering av spredningsmengde

Det er ikke etablert omforente grenseverdier for akseptabel/uakseptabel spredning av miljøgifter fra sediment. Dette betyr at man ikke kan vurdere risiko for at spredningen overskrider objektive grenser, slik som for økologiske effekter og human helse. Hva som er akseptabel/uakseptabel spredning av miljøgifter fra sedimentene vil være avhengig av hvilke miljømål og eventuelle lokale akseptkriterier som er satt. Hvis akseptkriterier ikke defineres for spredning, må man bedømme spredningens konsekvens for skade på human helse eller på økosystemet. I så fall vil risiko for spredning være akseptabel hvis både risiko for skade på human helse og på økosystemet er akseptabel.

Noen eksempler på hvordan man kan sette akseptkriterier for spredning alene:

- Fluks av miljøgifter som spres fra sedimentet skal ikke overstige en fastsatt verdi (f.eks ”ikke over $n \text{ kg/år}$ ”, ”ikke over $n \text{ mg/m}^2 \text{ og år}$ ”).
- Spredningen skal ikke overstige spredningen fra et avtalt referansesediment med mer enn x prosent, for eksempel fra et sediment som akkurat tilfredsstiller grenseverdiene i Trinn 1. I dette tilfelle vil grenseverdien variere med finstoff-innholdet i sedimentet. Denne tilnærmingen er benyttet i regnearket. Det er også mulig å sammenligne spredning med andre grenseverdier. Når dette gjøres i regnearket, skal disse grenseverdiene begrunnes.
- Fluks av miljøgifter fra sedimentet til tilstøtende områder rundt sedimentområdet skal ikke overstige mer enn fastsatte verdier.
- Spredningen skal ikke forårsake at miljøgiftinnholdet i sedimentene i naboområdene overskrider grense mellom Miljødirektoratets tilstandsklasse II og III. Naboområde kan for eksempel være definert ut fra topografi eller som et bestemt antall km^2 .

Når det gjelder spredning av miljøgifter som følge av skipstrafikk kan man gjøre flere sammenlikninger, bl.a.:

- Spredning av miljøgifter forårsaket av skipstrafikken alene i forhold til definerte akseptgrenser, eller andre kjente utslippskilder.
- Betydningen av miljøgiftspredning forårsaket av skipstrafikken i forhold til de andre transportveiene (biodiffusjon og transport i næringskjeden) innenfor det skipspåvirkede området (A_{skip}).
- Betydningen av samlet spredning fra skipspåvirket område i forhold til samlet spredning fra det øvrige risikoområdet. ($A_{\text{skip}}-A_{\text{sed}}$)

Disse vurderingene vil gjøre det mulig å rangere delområdene som inngår i risikovurderingen etter viktighet som kilder til miljøgiftspredning. Det er likevel først og fremst virkingen av miljøgiftspredningen som gir grunn til bekymring, ikke spredningen i seg selv.

4.3 Vurdering av risiko for human helse (Trinn 2B)

En nøkkelfaktor i vurderingen av risiko for human helse er hvor biotilgjengelige miljøgiftene i sedimentet er for bunndyr, det første leddet i transporten til mennesket via næringskjeden. Biotilgjengeligheten som er beregnet fra målte sedimentkonsentrasjoner og de anbefalte fordelingskoeffisientene gir et konservativt estimat, dvs sannsynligvis høyere biotilgjengelighet enn det som er riktig. Siden de virkelige fordelingskoeffisientene vil variere betydelig med sedimentforhold kan fordelingskoeffisientene måles direkte (se [Vedlegg VIII.6](#)). I tilfeller der helsorisiko gjennom konsum av sjømat utgjør en viktig del av risikovurderingen, anbefales at man gjennomfører en bioakkumuleringstest som direkte måler opptaket av miljøgifter i organismer i vedvarende kontakt med det aktuelle sedimentet. Slike målinger er beskrevet i [Vedlegg VIII.5](#) og vil være del av Trinn 3. Man kan også bruke direkte analyse av miljøgifter i lokal sjømat som validering av beregningene av risiko for human helse. Slike analyser vil også fange opp eksponering til andre miljøgiftkilder enn sedimentene. De vil derfor ikke belyse risikobidraget fra sedimentene separat, bare vise en øvre grense for dette risikobidraget.

Inntak av fisk og skalldyr vil i de aller fleste tilfeller være den dominerende risikofaktor for human helse. Men en fullstendig risikovurdering må også omfatte andre relevante eksponeringsveier knyttet til nåværende og fremtidig aktuelt arealbruk. Aktuelle eksponeringsveier for forskjellig arealbruk er angitt i *Tabell 4*. Dersom et område for eksempel brukes til bading eller rekreasjon,

utgjør eksponering gjennom oralt inntak og hudkontakt med forurenset sediment og vann en mulig risiko for human helse. Vurdering av denne risiko forutsetter at miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentet i selve rekreasjonsområdet er kjent.

Det understrekes igjen at grenseverdiene for Trinn 1 i veilederen kun angir risiko for økologiske effekter av stoffene, ikke effekter på human helse. Derfor kan grenseverdiene i Trinn 1 for enkelte stoffer (bl.a. benzo(a)pyren) være så høye at sedimenter som tilfredsstillende disse likevel vil kunne utgjøre uakseptabel risiko for human helse i Trinn 2.

Tabell 4 Eksponeringsveier for vurdering av risiko for human helse ved ulike typer arealbruk relatert til sjø.

Arealbruk	Oralt inntak				Hudkontakt	
	sediment	Overflatevann	partikulært materiale	fisk og skalldyr	sediment	Overflatevann
Verneområde			•	•		•
Badeplass	•	•	•	•	•	•
Rekreasjon		•	•	•	•	•
Fiskeoppdrett		•	•	•		•
Småbåthavn		•	•	•	•	•
Havn				•		
Industri				•		

Beregningsmåter for eksponering ved konsum av sjømat er gitt i [Faktaboks 12](#) og for kontakt med sediment, partikler og vann i [Vedlegg IV](#). Beregnet livstids-eksponering sammenlignes med grenseverdiene angitt som MTR/TDI (livslangt tolerabelt daglig/ukentlig inntak, cf [vedlegg III](#)). Siden mennesker blir utsatt for miljøgifter på mange måter, er det lagt til grunn at ikke mer enn 10 % av den totale eksponeringen et menneske utsettes for, kommer fra sedimentene. Et unntak er TBT og TFT der det er antatt at 100 % av eksponeringen kommer fra sediment relatert eksponering.

Konsum av fisk og skalldyr og rekreasjonskontakt med sedimentet vil variere fra sted til sted i landet. Det kan derfor noen ganger være til hjelp for tolkningen å anslå nærmere hvor mye lokal sjømat utgjør av totalt matkonsum. I beregningene er det lagt inn en antakelse at 50 % av den sjømaten som spises har den beregnede miljøgiftkonsentrasjonen (C_{fisk}). Informasjon som grunnlag for dette bør kunne innhentes fra de lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn ([Faktaboks 4](#)).

I Norge er det Mattilsynet som vurderer helserisiko ut fra TDI/TWI grenser satt av internasjonale ekspertgrupper innenfor WHO/FAO og EU. For stoffer hvor en grenseverdi for inntak ikke kan fastsettes (gentoksiske stoffer, i denne sammenheng særlig PAH og spesielt benzo(a)pyren) gjør Mattilsynet egne vurderinger for å finne tilstrekkelig beskyttelsesnivå. Ved funn av miljøgifter i sjømat vil en egen ekspertgruppe, Vitenskapskomiteen for mattrygghet, gjøre de nødvendige helsevurderinger. På bakgrunn av helsevurderingen og andre relevante fakta vil Mattilsynet vurdere behovet for kostholdsrad for et område.

Beregningene i følge [Faktaboks 7](#) og [12](#) danner grunnlag for å bedømme risikoen for at sedimentene alene bidrar til uakseptabelt vevsnivå av miljøgifter i fisk og skalldyr. I forbindelse med tiltaksplanlegging må dette veies mot bidrag fra andre kilder.

Faktaboks 12. Human eksponering via inntak av fisk og skalldyr

Indirekte human eksponering til sediment gjennom inntak av fisk og skalldyr kan beregnes ut fra forventet konsum av fisk og skalldyr og innholdet av miljøgifter i disse ved formelen

$$IEI_f = \frac{DI_f \cdot KF_f \cdot af \cdot C_{fisk}}{KV}$$

IEI_f = indirekte eksponering via inntak av fisk og skalldyr (mg/kg/d)

DI_f = daglig inntak av fisk /skalldyr (Barn: 0,028; Voksen: 0,138 kg vv/d)

KF_f = kontaminert fraksjon (0,5)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{fisk} = konsentrasjon i fisk/skalldyr (mg/kg vv, måles eller beregnes, ev brukes $C_{bio}/5$, se [Faktaboks 7](#))

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Ved å anta at livsløpet deles i 6 år som barn og 64 år som voksen kan den totale livstidsdose via konsum av fisk og skalldyr beregnes som følger:

$$DOSE = \frac{6 \cdot IEI_{fb} + 64 \cdot IEI_{fv}}{70}$$

IEI_{fb} = total daglig indirekte eksponering av barn (mg/kg/d)

IEI_{fv} = total daglig indirekte eksponering av voksen (mg/kg/d)

$DOSE$ = gjennomsnittlig livstid daglig eksponering (mg/kg/d)

$DOSE$ sammenlignes med 10 % MTR/TDI verdiene ([Vedlegg III](#)).

4.4 Vurdering av risiko for effekter på økosystemet (Trinn 2C)

Økosystemet kan påvirkes av miljøgifter på ulike måter, men eksisterende kunnskap om disse virkningsforholdene er svært mangelfull. Grenseverdiene i [Vedlegg II](#) har som prinsipielt mål å beskytte minst 95 % av artene i et økosystem selv ved lengre tids eksponering. Risikoen for skade på økosystemet ansees som akseptabel dersom minst 95 % av artene ikke påvirkes (M-241/2014). Siden 95 %-målet ikke kan verifiseres for andre enn de stoffene der virkningen på et stort antall arter er kjent, er det viktig å kunne få direkte mål på om miljøgiftene i sedimentet virkelig gir effekter. Derfor gjennomføres en helsediment- toksisitetstest i Trinn 2 (se [Vedlegg VIII.4.5](#)). Denne gir grunnlag for direkte bedømmelse av risiko for de organismer som har vedvarende kontakt med sedimentet. Bedømmelse av risiko for skade på organismer som ikke lever i sedimentet, baseres på et estimat av sedimentenes bidrag til miljøgiftnivået i vannmassene ([Faktaboks 9](#)). Den aktuelle risikoen for effekter på økosystemet av et forurenset sediment bedømmes derfor ut fra en samlet vurdering av resultater både fra Trinn 1 og Trinn 2.

Gangen i vurdering av økologisk risiko er følgende:

- Bedømme risiko for effekter på biota av direkte kontakt med sedimentet på grunnlag av målte sedimentkonsentrasjoner og målte eller beregnede porevannkonsentrasjoner, i forhold til grenseverdiene mellom Miljødirektoratets Klasse II og III for henholdsvis sjøvann og marine sedimenter i [Vedlegg II](#), og på grunnlag av resultatene fra helsedimenttesten i tillegg til toksisitetstestene i Trinn 1.
- Bedømme risiko for effekter på organismer i vannmassene over sedimentet på grunnlag av estimerte miljøgiftkonsentrasjoner i vannet med opprinnelse i sedimentene, i forhold til grenseverdiene for Miljødirektoratets Klasse II og III for sjøvann i [Vedlegg II](#) og toksisitetstestene av porevann på *Skeletonema*, *Tisbe* og *Crassostrea*-larver i Trinn 1.

Grenseverdiene i Trinn 1 er utledet for hvert stoff/stoffgruppe uten å regne med et eventuelt samvirke mellom stoffene. Toksisitetstestene gir på den annen side direkte svar på kombinasjonsvirkning på sedimentlevende organismer, siden testresultatene gir uttrykk for den samlede virkning av forurensningsstoffene som er til stede. Det er derfor viktig at risiko ut fra konsentrasjoner og ut fra toksisitet veies mot hverandre. Dersom testene på porevann og helsediment gir toksiske effekter som overskrider grenseverdiene, indikerer dette en risiko for effekter på økosystemet, også selv om ingen av grenseverdiene for sedimentkonsentrasjon overskrides. Slike effekter kan skyldes samlet virkning av både de stoffer som er analysert og stoffer som det ikke er analysert for. I slike tilfeller bør det utføres nærmere studier for å utelukke at selve testmetodikken påvirker resultatet.

Dersom toksisitetstestene ikke viser toksiske effekter er den virkelige økologiske risikoen mindre enn hva som indikeres gjennom overskridelse av grenseverdiene for konsentrasjoner i Trinn 1.

5. Risikovurdering Trinn 3

5.1 Målsetningen med Trinn 3

I noen tilfeller ønsker man å gjennomføre en mer omfattende og mer lokalt forankret risikovurdering enn Trinn 2 før man setter i gang med tiltaksplanlegging. Dette er i veilederen betegnet som Trinn 3 i risikovurderingen. Motiv for å gjennomføre Trinn 3 kan være at det er grunn til å anta at vurderingen i Trinn 2 gir en urealistisk høy risiko, eller at vurderingen på annen måte ikke gjenspeiler den virkelige risikoen. Det kan for eksempel være at miljøgiftene i sedimentene er mindre biotilgjengelige enn de foreslåtte fordelingskoeffisientene tilsier, eller at fluksen til andre deler av økosystemet er lavere enn beregnet ut fra sjablongverdiene. Noen ganger vil analyser av miljøgifter i vann og organismer indikere at bidraget fra sedimentene er mye mindre enn det beregningene i Trinn 2 viser.

Trinn 3 vil kunne omfatte:

- utvalgte elementer som inngår i Trinn 2, og har til hensikt å verifisere og presisere beregninger som er gjort i Trinn 2 ut fra nye lokale undersøkelser. Det er et viktig prinsipp at beregningene etter Trinn 3 ikke skal være mer konservative enn Trinn 2, men om dette skulle skje bør man legge hovedvekten på konklusjonene fra Trinn 3
- supplerende informasjon for bedre å kunne tolke og vurdere resultatene fra Trinn 2..

Friheten til skreddersøm av Trinn 3 er stor. I noen tilfeller vil Trinn 3 være å kontrollere, evt erstatte, sjablongverdier foreslått for Trinn 2 i veilederen med mer pålitelige, stedsspesifikke verdier generert ved nye undersøkelser. I andre tilfeller vil man ønske å gjøre en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgiftene for å få best mulig grunnlag for å vurdere sedimentenes betydning for miljøgiftnivå i vannmasser, naboområder og lokal sjømat.

Det er også anledning til å gå direkte til et Trinn 3 etter Trinn 1. Selv om veilederen ikke legger føringer for hvordan Trinn 3 skal gjennomføres, er det i så fall likevel krav om at Trinn 3 skal dekke de tre hovedvurderingene som gjøres i Trinn 2: risiko for spredning, human helse og økologiske effekter.

Kostnadene ved å gjennomføre et Trinn 3 bør balanseres mot potensielle tiltakskostnader. I noen tilfeller kan det være rimeligere å gå direkte til gjennomføring av tiltak fremfor først å gjøre omfattende tilleggsundersøkelser for å bedre risikovurderingen som er gjort i Trinn 2.

I det følgende gis en del råd og føringer for hvordan man kan forbedre den lokale forankringen av de faktorene som veilederen har foreslått sjablongverdier for. Det er også gitt forslag til undersøkelser som kan gjøres som støtte til tolkning av risikoresultatene. Krav og forslag mht undersøkelsesmetodikk er gitt i [Vedlegg VIII](#).

5.2 Lokalforankrede verdier erstatter sjablongverdier fra Trinn 2

Sjablongverdiene i Trinn 2 vil i ulik grad gjenspeile de lokale forholdene. Noen sjablongverdier er så allmenngyldige at det er lite vunnet ved å gjøre stedsspesifikke målinger. Andre faktorer er i praksis så avhengig av lokale forhold at sjablongverdiene i visse situasjoner kan være urealistisk konservative. I [Vedlegg VII](#) er det listet opp de faktorene som Trinn 2 gir sjablongverdier for, hva sjablongverdien er, usikkerheten ved å bruke den på et bestemt risikoområde og forslag til fremgangsmåte for å skaffe verdier som i større grad gjenspeiler de lokale forholdene. Usikkerheten er angitt etter en forenklet, kvalitativ skala (stor, middels, liten).

Det er gjennomført en numerisk analyse av hvor følsomme resultatene fra risikovurderingen er for variasjon i de ulike sjablongverdiene (Saloranta et al. 2011³). Denne viste at fordelingskoeffisientene K_d og BCF var blant de variablene som hadde størst innflytelse og som det derfor er viktigst å få realistiske verdier for.

5.3 Supplerende undersøkelser til hjelp i tolkninger

Trinn 3 kan også omfatte undersøkelser som ikke er ment å bedre presisjonen i selve beregningene i Trinn 2, men å styrke muligheten til å tolke resultatene fra Trinn 2 for å oppnå et riktigst mulig risikobilde. Nedenfor er beskrevet en del typer undersøkelser som erfaringsmessig har vist seg å kunne være nyttige for dette.

5.3.1 Spredning fra sedimentene

Viktige elementer for å vurdere risiko for spredning er først og fremst lokale bunnforhold, sedimentegenskaper, skipstrafikk og strøm- og vannutskifting.

Kartlegging av bunnforhold

Det kan av flere grunner være ønskelig å kartlegge bunnforholdene i sedimentområdet nærmere. Mye av den informasjonen man ønsker å skaffe for tolkning av risikobildet, vil også være nyttige i en eventuell senere tiltaksplanlegging. For eksempel vil kunnskap om vertikale profiler av miljøgifter og andre variabler både være nyttig for å tolke beregnet miljøgiftutlekking og for å bedømme nytte av aktive tiltak kontra naturlig forbedring.

De viktigste leddene i en fysisk sedimentkarakterisering vil normalt være oversikt over hva som er viktige sedimenttyper (grus og stein, sand eller silt og leire) og lagdelingen av ulike egenskaper nedover i sedimentet (sedimenttype, bioaktivt lag, utseende, farge og lukt, vanninnhold, redoksforhold, innhold av miljøgifter og andre stoffer mm.). Lagdeling og profiler karakteriseres som oftest ved analyse av seksjonerte kjerneprøver, men et direkte bilde av vertikalt utseende og tykkelse av ulike lag kan skaffes ved bruk av sedimentprofilkamera (SPI). Slik fotografering kan gi samme visuelle informasjon om de øvre ca 30 cm av sedimentene, og kan generere et stort antall vertikale bilder på kort tid.

³ Saloranta TM, Ruus A, Borgå K. 2011. Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7:657-667.

Storskalaoversikt over dyp, bunntopografi og eventuelle delområder med hardbunnskan skaffes ved bruk av ekkolodd eller annen akustisk registrering (sidescansonar, multistrålesonar) og ved videokartlegging. Fotografiske teknikker (stillbilder, video) kan også være nyttige for å få oversikt over sedimentoverflatens utseende og større organismer. Det siste kan f.eks. indikere om propellerrosjon er en viktig lokal faktor eller ikke.

Redoksforhold

Sedimentenes redoksforhold er styrende for utlekkingen fra sedimentene, spesielt av metaller. Metaller bundet som sulfid under anoksiske forhold er mindre løselige enn det de oppgitte fordelingskoeffisientene viser. Anoksiske sedimenter har også mer eller mindre redusert bunnfauna (avhengig av tykkelsen på et ev oksisk overflatelag) slik at bioturbasjon og derved biodiffusjonen er lavere enn Trinn 2 viser. Begge deler fører til at Trinn 2 overestimerer fluksen av miljøgifter ut av anoksiske sedimenter. Kunnskap om hvorvidt sedimentene er anoksiske eller ikke er derfor viktig for tolkningen av spredningsresultatene. Metode for direkte måling av redoksprofiler er beskrevet i [Vedlegg VIII.3.6](#). I de fleste tilfeller kan man med erfaring få et tilstrekkelig inntrykk av redoksforholdene gjennom observasjoner under selve prøvetakingen (lukt av hydrogensulfid, svarte sjikt i sedimentet, lite fauna).

Måling av fluks av løste miljøgifter

Tilnærmet naturlig fluks av oppløste miljøgifter fra sedimentene til vannmassene drevet av biodiffusjon og adveksjon kan måles i såkalte mesokosmos-forsøk (eksperimenter der mer eller mindre naturlige miljøforhold simuleres). Slike forsøk innebærer at uforstyrrede prøver av sedimentet tatt med bokscorer installeres i laboratorium med svak vannstrøm over. Vannet sirkulerer i et halvlukket system og passerer kamre med passive prøvetakere som akkumulerer miljøgiftene over tid. Det finnes i dag en rekke ulike alternativer av passive prøvetakere for metaller og upolare/polare organiske miljøgifter. Eksponeringstid er i størrelsesorden noen uker. Adveksjonsgenerert fluks kan estimeres ved manipulering av strømhastighet eller turbulens over forsøks sedimentet.

Biodiffusjon kan også måles *in situ* ved bruk av diffusjonskamre på sjøbunnen. Dette er lukkede enheter utstyrt med tilsvarende passive prøvetakere som i mesokosmos-forsøk. Kamrene kan operere både med stillestående og omrørt vannvolum. Det finnes i dag ulike typer slike kamre som enten plasseres av dykkere eller fra båt.

Måling av fluks av partikkelbundne miljøgifter

Transporten av miljøgifter på sedimentpartikler er en toveis prosess: oppvirvling og etterfølgende resedimentering. Prosessene virker ulikt for ulike kornstørrelser og sedimenttyper. Det som er viktigst i risikosammenheng er den fraksjonen som blir så lenge i vannmassene at den kan forårsake skade på stedet eller i eventuelle naboer.

Mesokosmos-forsøk kan brukes til å måle partikkelfluks fra et naturlig sediment gjennom erosjon som funksjon av bunnstrøm og turbulens. Både brutto erosjonsfluks (hva som virvles opp) og netto erosjonsfluks (hva som forblir i vannmassene etter resedimentering) kan simuleres. Styrken med slike forsøk er at man kan styre strøm og turbulens eksperimentelt, men de vil i de fleste tilfeller bare dekke småskalapåvirkning.

Betydningen av skipsgenerert erosjon (fra propeller og vannjet) er drøftet i [vedlegg IX](#). For beregning av slik storskalaerosjon anbefales å gjøre målinger direkte i risikoområdet under påvirkning av typisk skipstrafikk, fremfor å gjøre mesokosmos-eksperimenter. Hvilke konsentrasjoner av suspenderte finpartikler som forblir i vannmassene i forbindelse med et

skipsanløp og i hvor stort vannvolum de sprer seg, kan måles direkte ved horisontale og vertikale turbiditetsprofiler og partikkelanalyser i felt under/etter skipsanløp. Målingene kan gjøres fra småbåt og krever tilgang til elektronisk turbiditetslogger og utstyr for å ta vannprøver. Opplegg for slike målinger må tilpasses den enkelte situasjonen.

En viktig faktor for å kunne tolke betydningen av skipsgenerert fluks er å anslå det reelle bunnarealet som påvirkes av skipstrafikken og hvor dypt erosjonen graver. Videoregistrering av bunnforholdene, evt. supplert med SPI-registreringer og prøvetaking for kornstørrelsesanalyse bør i mange tilfeller kunne indikere hvor langt ut til siden langs en skipstrasé influensområdet for skipserosjon strekker seg, og kanskje også hvor dypt den stikker. Det må påpekes at erfaring med å anslå slikt influensområde mangler.

Hvis man ønsker mål på resedimenteringen av oppvirket sediment (intensitet og hvor de foregår) er det enkleste å bruke sedimentfeller. Sedimentfeller finnes i en rekke størrelser og utforminger som skal sikre at ikke fellene samler for mye eller for lite i forhold til det som virkelig synker ned gjennom vannet. Det finnes også felletyper egnet til å estimere horisontal transport av sedimentpartikler langsetter bunnen. Fellene står ute over en lengre periode, normalt 1-2 måneder, for å samle nok materiale for analyse og gir derfor et tidsintegrert bilde av mengde og kjemisk innhold av det som sedimenterer. Det finnes også instrumenter som settes på bunnen og måler sedimentasjon av partikler optisk i tilnærmet sann tid.

Måling av miljøgiftfluks ut av sedimentområdet

I Trinn 2 angis hvordan denne kan beregnes ut fra estimerte miljøgiftkonsentrasjoner i vannmassene over sedimentet, totalt vannvolum over sedimentet og utskiftingshastighet mellom dette vannvolumet og omkringliggende vannmasser. Måling av utskiftingshastighet og oppholdstid er to sider av samme sak og er den målemessig største utfordringen. Det er også angitt en sjablongverdi for oppholdstid av overliggende vannmasser, men siden oppholdstiden er sterkt avhengig av lokale forhold er denne meget usikker. Det anbefales derfor at man beregner lokal oppholdstid allerede i Trinn 2, men om det ikke er gjort der, bør den iallfall beregnes i Trinn 3. Estimater av reelle miljøgiftkonsentrasjoner kan verifiseres gjennom vannanalyser eller bruk av passive prøvetakere på rigger i vannmassene. Disse vil ikke kunne skille mellom miljøgiftbidraget fra sedimentet og fra andre kilder, men vil gi grunnlag for å bedømme om estimatene virker sannsynlige.

5.3.2 Risiko for human helse

Vurderingen i Trinn 2 omfatter beregninger av opptak av miljøgifter i mennesker via en rekke transportveger. Mange av de sjablongverdiene som er mest usikre, dreier seg om arealbruk, spisevaner og rekreasjonsmønster som direkte påvirker betydningen av de ulike eksponeringsveiene. Forbedring av påliteligheten i risikovurderingen krever derfor lokal kartlegging av disse faktorene. Hvordan er dagens areal bruk med hensyn på fangst av fisk og rekreasjon og hva er det langsiktige miljømålet for området?

Risiko fra konsum av sjømat

Vurdering av helserisiko fra miljøgifter gjøres generelt både av internasjonale organer som JECFA (WHO), EFSA (EU) og i Norge av Mattilsynets vitenskapskomité for mattrygghet (VKM). Vurderingen gjøres på grunnlag av miljøgiftinnhold i aktuelle fisk og skalldyr. På bakgrunn av disse risikovurderingene kan Mattilsynet gi kostholdsrad.

Selv om Mattilsynets totalvurdering av et område i prinsippet utgjør en Trinn 3 risikovurdering for human helse, differensierer den ikke mellom de ulike kildene til miljøgifter i sjømat.

Risikosystemets utfordring er å beregne hvor mye av miljøgiftene i sjømat som kan stamme fra sedimentene.

Beregningene i Trinn 2 dekker transporten direkte til bunnlevende dyr og videre til første trinn av predatorer, samt transporten direkte fra vann til organismer i vannmassene. Som minimum bør Trinn 3 skaffe lokal informasjon som bedrer disse beregningene. Trinn 2 forutsetter imidlertid at sjømat har samme vevskonsentrasjon som første ledd i næringskjeden, dvs at det ikke skjer en økning (biomagnifisering) eller reduksjon i miljøgiftkonsentrasjonene oppover til sjømaten. Skrittet videre i Trinn 3 bør derfor være å estimere transporten av sedimentrelaterte miljøgifter videre fra første predatortrinn til konsum arter av fisk og skalldyr. Dette krever kjennskap til hvilke lokale arter som er aktuelle som sjømat, og hvordan de er koblet inn i det lokale økologiske næringsnett fra sedimentene. Slike næringsnettanalyser er både usikre og kompliserte blant annet fordi vi mangler nødvendig kunnskap om de økologiske sammenhengene.

En alternativ vei å gå for å estimere sedimentenes bidrag til miljøgifter i sjømat er gjennom numerisk modellering. Det finnes modellverktøy, også tilpasset norske fjordforhold, som kan brukes til å estimere reell fluks fra sedimenter til sjømat, og følgelig hvor mye sedimentene sannsynligvis bidrar med i de målte konsentrasjonene i sjømat. Gode modelltilnærminger kan gi et mer pålitelig bilde enn Trinn 2-beregningene av risikoen for at miljøgiftene fra sedimentene fører til overskridelse av grensene for tolerabelt inntak, og i hvor stor grad sedimentene er med på å forårsake/opprettholde kostholdsrad. Tilpasning av slike modeller til et bestemt sedimentområde vil som oftest kreve et måleprogram for å fastsette viktige inngangsparametere, ev også for å verifisere utvalgte modellresultater.

Risiko for human helse fra kontakt med sediment og vann

Risiko for helseskade ved kontakt med sedimenter, partikler og vann har stor sammenheng med bruksmønster av sedimentområdet. Brukes området til bading, vil informasjon om lokale badevaner være viktig i vurdering av risiko for kontakt med sediment og partikler. Nyttig lokal informasjon er hvor det bades (nærhet til sedimentområder), om området er egnet for alle aldersgrupper (sandstrender eller svaberg), samt statistikk for hyppighet og varighet av bading (samlet eksponeringstid). Videre kan direkteanalyser av miljøgiftinnhold i sedimentene på badestrender og i suspendert materiale i øvre vannlag i badesesongen være nyttig. Alt dette gir grunnlag for å erstatte sjablongverdiene i Vedlegg IV med stedsspesifikke verdier.

5.3.3 Risiko for økologiske effekter

Vurderingen av risiko for økologiske effekter i Trinn 2 omfatter ingen egne faktorer som det er gitt sjablongverdier for utenom K_d -verdiene som er brukt i utledningen av grenseverdiene for sediment. Bedring av slike i et Trinn 3 er derfor allerede dekket i det foregående. Risiko for økologiske effekter i Trinn 2 er knyttet til overskridelse av grenseverdiene for effekter i vannmassene (grense mellom Miljødirektoratets klasse II og III for sjøvann) eller i sedimentene (grense mellom Miljødirektoratets klasse II og III for marine sedimenter samt grenseverdiene for toksisitet) vist i [vedlegg II](#). Et mål med risikovurdering Trinn 3 bør derfor være å få klarhet i om påvist overskridelse virkelig gir økologisk skade eller ikke i den aktuelle situasjonen. Med andre ord: er det tegn til skade på økosystemet eller miljøgiftstress på organismer eller populasjoner?

Det finnes et utvalg undersøkelsesmetoder som kan vurderes for et Trinn 3 og som erfaringsmessig har vist seg å være såpass følsomme at de i alle fall bør kunne påvise negative økologiske effekter av betydning. Noen av disse effektparametrene er i virkeligheten naturlige kompenserende responser på miljøstress og som ikke nødvendigvis fører til effekter på populasjoner eller økosystemet. De gir imidlertid signal om at en stressfaktor er til stede. Undersøkelsene kan omfatte analyse av bentiske og pelagiske økologiske forhold både i sedimentområdet og i naboområdene. Målinger av individers helsetilstand ved såkalte biomarkøranalyser kan være aktuelt for å avdekke miljøstress som ikke er dødelig (subletalt). Biomarkøranalyser kan avdekke unormale anatomiske, genetiske, biokjemiske og fysiologiske trekk som ofte kan knyttes til eksponering for bestemte stoffer eller stoffgrupper. Tilsvarende målemetoder på biotop- eller økosystemnivå er analyse av biodiversitet, forekomst av spesielle indikatorarter eller endringer i samfunnsstruktur, det siste ved bruk av multivariat dataanalyse. Ved sammenlikning med det man vet eller forventer er naturlig lokal økologisk tilstand, kan man bedømme om økologiske forhold eller organismers helsetilstand allerede er påvirket.

Vurderingen av risikoen for at dette er forårsaket av sedimentene er imidlertid meget vanskelig, og krever en betydelig grad av skjønn. Siden kunnskapen om sammenhenger mellom miljøgiftbelastning og biologiske effekter i naturlige komplekse økosystemer generelt er lav, er det begrenset mulighet for å koble miljøgifter i sediment direkte til lokal økologisk tilstand på en pålitelig måte, og derved etterprøve om den økologiske risiko som estimeres i Trinn 2 eller Trinn 3 er reell. Dette problemet er først og fremst til stede i de tilfellene der man både finner at risikoen fra sedimentene er uakseptabel og man påviser økologiske effekter samtidig som andre påvirkningskilder kan spille inn. Pålitelig vurdering av hva sedimentene betyr forutsetter nærmest at sedimentene er eneste påviste påvirkningskilde av betydning.

Dersom man finner at sedimentene innebærer en uakseptabel økologisk risiko og man samtidig ikke finner noe som tyder på at de lokale samfunn og populasjoner er påvirket, bør man kunne anta at risikoen fra sedimentene er overestimert (spesielt siden det i mange tilfeller også vil være andre stressfaktorer til stede enn miljøgifter fra sedimentene).

Dersom man finner at risikoen fra sedimentene er akseptabel og det likevel påvises at det lokale økosystemet er belastet, bør man (ut fra at risikovurderingen skal være konservativ) kunne regne med at det er andre kilder enn sedimentene som er årsak til de økologiske effektene.

6. Sammenhengen mellom Trinn 2 og Trinn 3

Trinn 3 skal pr definisjon være mindre konservativ, sterkere lokalt forankret og mer pålitelig enn Trinn 2. Uakseptabel risiko i Trinn 2 vil derfor kunne vendes til akseptabel etter Trinn 3. Målsetningen for begge vurderingstrinnene er den samme: de skal danne grunnlag for å avgjøre om tiltak er nødvendig. De kan også være til hjelp for å skille mellom hvilke tiltak som vil være nødvendige og tilstrekkelige. Bruken av resultatene fra de to trinnene vil derfor være den samme, men Trinn 3 skal gi et mer pålitelig grunnlag. Der konklusjonene fra Trinn 3 avviker fra konklusjonene i Trinn 2 bør derfor Trinn 3 være avgjørende. Dersom beregnet risiko etter Trinn 3 fremdeles er uakseptabel må det planlegges og eventuelt gjennomføres egnede tiltak for å redusere risikoen til et akseptabelt nivå.

7. Rapportering fra risikovurderingen

Resultatene fra risikovurderingen skal rapporteres skriftlig. En skisse til struktur på en faglig hovedrapport er gitt i [Vedlegg VI](#). Rapporten skal inneholde en fullstendig dokumentasjon av den gjennomførte risikovurderingen i Trinn 1 og Trinn 2. Målgruppen for hovedrapporten vil være problemeier/tiltakshaver, miljøvernmyndighetene, og ev forsknings- og konsulentmiljøene.

Selv om den faglige hovedrapporten vil inneholde et kort sammendrag, kan det være ønskelig å lage en egen sammendragsrapport. Denne bør helst ikke være over ca. 10 sider og skal legge hovedvekt på:

- Målsetning og forutsetninger
- Gjennomføring
- De viktigste resultater, gjerne i form av figurer og tabeller
- Konklusjoner og anbefalinger.

Målgruppen for denne vil være forvaltning og offentligheten.

Vedlegg VI omfatter ikke rapportering fra et eventuelt Trinn 3, siden denne vil være avhengig av innhold og omfang i gjennomføringen. Kravet til detaljeringsnivået av en hovedrapport for Trinn 3 bør minst være det samme som for Trinn 1 og 2

Vedlegg

Vedlegg I - Stoffliste fysisk/kjemiske data

En risikovurderingssystematikk basert på likevektsfordeling mellom sediment og vann er direkte avhengig av fordelingskoeffisienter som anvendes. Tabell I viser fordelingskoeffisienter sediment/vann K_d og vann/fisk BCF som anvendes i denne veilederen. Diffusjonskoeffisienten ($D_{\text{molekylær}}$) som brukes for å beregne biodiffusjon er også vist.

Tabell I Oversikt over fysisk/kjemiske data for utvalgte miljøgifter.

Navn	Molvekt g/mol	$D_{\text{molekylær}}$ cm ² /s	log K_{ow} L/L	log K_{oc} L/kg _{OC}	K_d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	BCF _{biota} L/kg v.v.
Metaller						
Arsen	74,9	9,1E-06		-	6607	4
Bly	207,2	9,5E-06		-	154882	424
Kadmium	112,4	7,2E-06		-	130000	623
Kobber	63,5	7,1E-06		-	24409	100
Krom totalt (III + VI)	52,0	6,0E-06		-	120000	20
Kvikksølv	200,6	8,8E-06		-	100000	100
Nikkel	58,7	6,6E-06		-	7079	270
Sink	65,4	7,0E-06		-	110000	1000
PAH						
Naftalen	128,2	8,6E-06	3,3	3,1	13	515
Acenaftylen	152,2	7,6E-06	4,0	3,4	26	509
Acenaften	154,2	7,6E-06	3,9	3,7	51	1000
Fluoren	166,2	7,2E-06	4,2	4,0	102	1658
Fenantren	178,2	6,8E-06	4,5	4,6	372	14893
Antracen	178,2	6,8E-06	4,7	4,5	295	1900
Fluoranten	202,3	6,2E-06	5,2	5,0	977	4800
Pyren	202,3	6,2E-06	5,0	4,8	589	88157
Benzo(a)antracen	228,3	5,7E-06	5,9	5,7	5012	33457
Krysen	228,3	5,7E-06	5,8	5,6	3981	6088
Benzo(b)fluoranten	252,3	5,3E-06	5,8	5,9	8319	11138
Benzo(k)fluoranten	252,3	5,3E-06	6,1	5,9	7943	11138
Benzo(a)pyren	252,3	5,3E-06	6,1	5,9	8318	11138
Indeno(1,2,3-cd)pyren	276,3	5,0E-06	6,7	6,4	23442	11138
Dibenzo(a,h)antracen	278,4	5,0E-06	6,6	6,3	19498	50119
Benzo(ghi)perylene	276,3	5,0E-06	6,6	6,0	10233	11138

Tabell I - fortsettelse fra forrige side.

Navn	Molvekt g/mol	D _{molekylær} cm ² /s	log K _{ow} L/L	log K _{oc} L/kg _{oc}	K _d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	BCF _{biota} L/kg v.v.
Andre organiske						
DDT	354,5	4,2E-06	6,9	6,8	62159	50000
Tributyltinn (TBT-ion)	290,1	4,8E-06	3,8	3,0	11	6000
Lindan	290,8	4,8E-06	3,5	3,6	37	1300
Heksaklorbenzen	284,8	4,9E-06	5,7	5,1	1300	42000
Pentaklorbenzen	250,3	5,4E-06	5,2	4,6	400	5300
Triklorbenzen	181,4	6,7E-06	4,1	3,1	14	1140
Hexaklorbutadien	260,8	5,2E-06	4,8	4,0	112	17000
Pentaklorfenol	266,3	5,1E-06	3,0	3,5	34	770
Oktylfenol	206,3	6,1E-06	4,1	3,4	27	634
Nonylfenol	220,4	5,9E-06	4,5	3,7	54	1280
Bisfenol A	228,0	5,7E-06	3,4	2,9	7,2	67
Tetrabrombisfenol A	543,9	3,1E-06	5,9	4,7	497	1234
Pentabromdifenyleter	564,7	3,0E-06	6,5	5,8	5659	35000
Heksabromcyclododekan	641,7	2,7E-06	5,6	4,7	457	18100
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	500,1	3,3E-06	3,4	3,0	10	2790
Diuron	233,1	5,6E-06	2,8	2,6	3,55	2
Irgarol	253,1	5,3E-06	4,0	3,1	14	250
PCB7	375,7	4,0E-06	5,7	5,5	3211	24950
Trifenyltin	350,0	4,2E-06	3,4	3,3	19	1100
Dodecylfenol med isomere	262,4	5,2E-06	7,1	5,0	1100	823
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	390,6	3,9E-06	7,5	5,2	1650	840
Perfluoroktansyre (PFOA)	413,1	3,7E-06	4,3	2,1	1,3	4
C10-13 kloralkaner	337,0	4,3E-06	6,0	5,3	1995	1600
Klorparafiner (mellomkjedete)	529,5	3,1E-06	7,0	6,9	76168	1087
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	322,0	4,5E-06	6,8	6,7	48457	41540
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	370,8	4,0E-06	8,0	5,2	1500	7060
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	285,5	4,9E-06	1,8	2,0	1,1	5,1
Diflubenzuron	310,7	4,6E-06	3,9	3,7	46	320
Teflubenzuron	381,0	4,0E-06	5,4	4,4	261	640
Triklosan	289,5	4,8E-06	4,8	4,0	93	8700
Alaklor	269,8	5,1E-06	3,0	2,0	1,1	50
Klorfenvinfos	359,6	4,1E-06	4,0	2,7	4,8	170
Klorpyrifos	350,6	4,2E-06	5,0	3,6	44,4	1374
Endosulfan	406,9	3,8E-06	4,7	4,2	145	5000
Trifluralin	335,3	4,3E-06	5,3	3,9	86	5674

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy.

Vedlegg II - Grenseverdier for økologisk risiko

Grenseverdier i vann og sediment tilsvarende grensen mellom Miljødirektoratets tilstandsklasse II og III er dokumentert i Miljødirektoratets rapport M-241/2014. Tabellen omfatter bare grenseverdiene for konsentrasjon ikke for toksisitet (se [Faktaboks 3](#)).

Tabell II Grenseverdier for økologisk risiko i vann og sediment.

Navn	Klasse II/III Vann µg/L	K _{oc} L/kg _{oc}	K _d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	Bakgrunn Sediment mg/kg	Klasse II/III Sediment mg/kg
Metaller					
Arsen	0,6	-	6607	15	18
Bly	1,3	-	154882	25	150
Kadmium	0,2	-	130000	0,2	2,5
Kobber	2,6	-	24409	20	84
Krom totalt (III + VI)	3,4	-	120000	60	660
Kvikksølv	0,047	-	100000	0,05	0,52
Nikkel	8,6	-	7079	30	42
Sink	3,4	-	110000	90	139
PAH					
	µg/L			µg/kg	µg/kg
Naftalen	2,0	1300	13	2	27
Acenaftylene	1,3	2600	26	1,6	33
Acenaften	3,8	5100	51	2,4	96
Fluoren	1,5	10200	102	6,8	150
Fenantren	0,51	37200	372	6,8	780
Antracene	0,10	29500	295	1,2	4,6
Fluoranten	0,006	97700	977	8	400
Pyren	0,023	58900	589	5,2	84
Benzo(a)antracene	0,012	501200	5012	3,6	60
Krysen	0,070	398100	3981	4,4	280
Benzo(b)fluoranten	0,017	831900	8319	90	140
Benzo(k)fluoranten	0,017	794300	7943	90	135
Benzo(a)pyren	0,0002	831800	8318	6	183
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0027	2344200	23442	20	63
Dibenzo(a,h)antracene	0,00060	1949800	19498	12	27
Benzo(ghi)perylene	0,00082	1023300	10233	18	84
Sum PAH 16				< 300	2000

Tabell II Fortsettelse fra forrige side.

Navn	Klasse II/III µg/L	K _{oc} L/kg _{oc}	K _d sed ved TOC 1% L/kg t.v.	Bakgrunn µg/kg	Klasse II/III µg/kg
Andre organiske					
DDT	0,025	6215900	62159	-	15
Tributyltinn (TBT-ion)	0,00020	1100	11	-	35
Lindan	0,0020	3700	37	-	0.074
Heksaklorbenzen	0,013	130000	1300	-	17
Pentaklorbenzen	0,001	40000	400	-	400
Triklorbenzen	0,4	1400	14	-	5.6
Hexaklorbutadien	0,0030	11200	112	-	49
Pentaklorfenol	0,40	3400	34	-	14
Oktylfenol	0,010	2700	27	-	0.27
Nonylfenol	0,30	5400	54	-	16
Bisfenol A	0,15	715	7,2	-	1.1
Tetrabrombisfenol A	0,25	49700	497	-	108
Pentabromdifenyleter	0,0000000024	565900	5659	-	62
Heksabromcyclododekan	0,00080	45709	457,09	-	34
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	0,00013	1000	10	-	0.23
Diuron	0,20	355	3,55	-	0.71
Irgarol	0,0025	1400	14	-	0.036
PCB7	-	321119	3211	-	4.1
Trifenylin	0,0019	1900	19	-	35
Dodecylfenol med isomere	0,0040	110000	1100	-	4.4
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	1,3	165000	1650	-	10000
Perfluoroktansyre (PFOA)	9,1	125	1,3	-	71
C10-13 kloralkaner	0,40	199526	1995,26	-	800
Klorparafiner (mellomkjedete)	0,050	7616755	76168	-	4600
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	0,0000000019	4845739	48457	-	0.00086
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	0,17	150000	1500	-	44
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	6,5	110	1,102	-	72
Diflubenzuron	0,0040	4600	46	-	0.20
Teflubenzuron	0,0025	26062	260,62	-	0.0004
Trikloran	0,10	9300	93	-	9.3
Alaklor	0,30	112	1,12	-	0.30
Klorfenvinfos	0,10	480	4,8	-	0.50
Klorpyrifos	0,030	4440	44,4	-	1.3
Endosulfan	0,00050	14500	145	-	0.073
Trifluralin	0,030	8551	85,51	-	1600

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

Vedlegg III - Grenseverdier for human risiko

Grenseverdier for human risiko basert på eksponering ved konsum av sjømat og direkte inntak av og hudkontakt med sediment, vann og suspendert stoff. MTR/TDI er grenseverdiene når sedimentrelatert eksponering er eneste kilde til miljøgifter. 10 % MTR/TDI tilsvarer grenseverdiene når bare 10 % av eksponeringen er sedimentrelatert. TDI er Mattilsynets grenseverdier for livslangt tolerabelt daglig inntak av miljøgiftene (finnes bare for et utvalg av stoffene).

Tabell III Grenseverdier for human risiko basert på livstidsdosis, direkte eksponering (rekreasjon) og inntak av fisk. Laveste av MTR verdier eller Mattilsynets grenseverdier TDI er valgt. Grenseverdier i sediment gjelder eksponering for 10 % MTR/TDI.

Navn	MTR/TDI [µg/kg/d]	MTR/TDI 10 % [mg/kg/d]
Metaller		
Arsen	1	1,0E-04
Bly	3,6	3,6E-04
Kadmium	0,5	5,0E-05
Kobber	163	1,6E-02
Krom totalt (III + VI)	5	5,0E-04
Kvikksølv	0,71	7,1E-05
Nikkel	50	5,0E-03
Sink	500	5,0E-02
PAH		
Naftalen	40	4,0E-03
Acenaftalen	50	5,0E-03
Acenaften	500	5,0E-02
Fluoren	40	4,0E-03
Fenantren	40	4,0E-03
Antracen	40	4,0E-03
Fluoranten	50	5,0E-03
Pyren	500	5,0E-02
Benzo(a)antracen	5	5,0E-04
Krysen	50	5,0E-03
Benzo(b)fluoranten	5	5,0E-04
Benzo(k)fluoranten	5	5,0E-04
Benzo(a)pyren	0,5	5,0E-05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	5	5,0E-04
Dibenzo(a,h)antracen	0,5	5,0E-05
Benzo(ghi)perylene	30	3,0E-03
Sum PAH 16	-	-

Tabell III Fortsettelse fra forrige side.

Navn	MTR/TDI [µg/kg/d]	MTR/TDI 10 % [mg/kg/d]
Andre organiske		
DDT	10	1,0E-03
Tributyltinn (TBT-ion)	2,5	2,5E-04
Lindan	1	1,0E-04
Heksaklorbenzen	0,16	1,6E-05
Pentaklorbenzen	0,65	6,5E-05
Triklorbenzen	8	8,0E-04
Hexaklorbutadien	0,2	2,0E-05
Pentaklorfenol	3	3,0E-04
Oktylfenol	0,000067	6,7E-09
Nonylfenol	50	5,0E-03
Bisfenol A	1000	1,0E-01
Tetrabrombisfenol A	1000	1,0E-01
Pentabromdifenyleter	1000	1,0E-01
Heksabromcyclododekan	100	1,0E-02
Perfluorert oktylsulfonat (PFOS)	0,15	1,5E-05
Diuron	7	7,0E-04
Irgarol	23	2,3E-03
PCB7	0,02	2,0E-6
Trifenyltin	0,25	2,5E-05
Dodecylfenol med isomere	50	5,0E-03
Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	48	4,8E-03
Perfluoroktansyre (PFOA)	1,5	1,5E-04
C10-13 kloralkaner	100	1,0E-02
Klorparafiner (mellomkjedete)	4	4,0E-04
Dioksiner og dioksinlignende forbindelser*	0,00001	1,0E-09
dekametylsyklopentasiloksan (D5)	250	2,5E-02
Tris(2-kloretyl)fosfat (TCEP, fosfororganisk flammehemmer)	120	1,2E-02
Diflubenzuron	12	1,2E-03
Teflubenzuron	10	1,0E-03
Trikloran	250	2,5E-02
Alaklor	5	5,0E-04
Klorfenvinfos	0,5	5,0E-05
Klorpyrifos	10	1,0E-03
Endosulfan	6	6,0E-04
Trifluralin	24	2,4E-03

* omfatter dibenzodioksiner, dibenzofuraner og dioksin lignende PCB forbindelser (DL-PCBs), se fotnote 9 i Annex I i Directive 2013/39/EU priority substances in the field of water policy. TEQ: toksisitetsekvivalenter i henhold til World Health Organisation 2005 "Toxic Equivalence Factors".

Referanser:

Baars, A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink, L. Verdam and M.J. Zeilmaier, 2001, Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM report 711701025. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven.

TDI/TWI verdier for metaller og DDT er utarbeidet av Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), verdi for 2,3,7,8-TCDD av EUs vitenskapelige komite for mat (SCF) og verdi for TBT av WHO.

Vedlegg IV - Beregningsmåter for human eksponering til sedimentforurensning

Faktaboks IV.1 Human eksponering via oralt inntak av sediment

Direkte eksponering via oralt inntak av sediment skjer gjennom hånd- eller munnkontakt på grunt vann. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Eksponering kan beregnes ved hjelp av standardparameter der det ikke foreligger måleverdier.

$$DEI_{sed} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sed} \cdot af \cdot C_{sed}}{KV}$$

DEI_{sed} = direkte eksponering via oralt inntak av sediment (mg/kg k.v./d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

DI_{sed} = inntak av sediment (Barn: $1 \cdot 10^{-3}$ kg t.v./d, Voksen: $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg t.v./d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg tv, måles)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen: 70 kg)

Faktaboks IV.2 Human eksponering via inntak av overflatevann

Direkte eksponering via inntak av sjøvann ved svømming kan beregnes ved hjelp av standardparameter der det ikke foreligger måleverdier. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år.

$$DEI_{sv} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sv} \cdot af \cdot C_{sv}}{KV}$$

- DEI_{sv} = direkte eksponering via inntak av sjøvann (mg/kg k.v./d)
 f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)
 DI_{sv} = inntak av sjøvann (Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d)
 af = absorpsjonsfaktor (1)
 C_{sv} = konsentrasjon i sjøvann (mg/l, måles eller beregnes, [faktaboks 9](#))
 KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Dersom det ikke foreligger sjøvannsanalyser, kan disse estimeres i henhold til [faktaboks 9](#), eller konsentrasjonen i sjøen kan settes likt porevannskonsentrasjon (C_{pv}) som en "worst-case" tilnærming:

$$C_{pv} = \frac{C_{sed}}{K_d}$$

- C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)
 K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (stoffavhengig, [vedlegg I](#))

Faktaboks IV.3 Human eksponering via inntak av partikulært materiale

Direkte eksponering via inntak av partikulært materialet skjer samtidig med inntak av vannet ved svømming. Dette kan beregnes ved hjelp av standardparameter der det ikke foreligger måleverdier. Det er tatt utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år.

$$DEI_{pm} = \frac{f_{exp} \cdot DI_{sv} \cdot I_{pm} \cdot af \cdot C_{pm}}{KV}$$

- DEI_{pm} = eksponering via inntak av partikulært materiale (mg/kg k.v./d)
 f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)
 DI_{sv} = inntak av sjøvann (Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d)
 I_{pm} = innhold partikulært materiale i vann ($3 \cdot 10^{-5}$ kg/l)
 af = absorpsjonsfaktor (1)
 C_{pm} = konsentrasjon i partikulært materiale (mg/kg t.v., måles eller beregnes; Metaller: $C_{pm} = 1,5 \cdot C_{sed}$; Organisk: $C_{pm} = 2 \cdot C_{sed}$)
 KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Faktaboks IV.4 Human eksponering via hudkontakt med sediment

Opptak via huden antas å være ubetydelig for metaller. For organiske forbindelser beregnes eksponering med utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Det tas hensyn til ulikt hudareal i kontakt med sedimentet for barn og voksen samt ulik mengde sediment pr. areal. Kontakttiden er satt til 8 timer før sedimentet vaskes av med for eksempel dusjing.

$$DEH_{sed} = \frac{f_{exp} \cdot HA_{sed} \cdot mf \cdot HAD_{sed} \cdot HAB_{sed} \cdot ET_{sed} \cdot af \cdot C_{sed}}{KV}$$

DEH_{sed} = eksponering via hudkontakt med sediment (mg/kg/d)

f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)

HA_{sed} = hud areal for eksponering med sediment (B: 0,17; V:0,28 m²)

mf = matriks faktor (0,15)

HAD_{sed} = hudhefterate for sediment (B: $5,1 \cdot 10^{-3}$; V: $37,5 \cdot 10^{-3}$ kg/m²)

HAB_{sed} = hudabsorpsjonsrate for sediment (B: 0,01; V: 0,005 timer⁻¹)

ET_{sed} = eksponeringstid, hud med sediment (8 timer/d)

af = absorpsjonsfaktor (1)

C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg tv)

KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Faktaboks IV.5 Human eksponering via hudkontakt med vann

Opptak via huden antas å være ubetydelig for metaller. For organiske forbindelser beregnes eksponering med utgangspunkt i 30 badehendelser pr. år. Det tas hensyn til ulikt hudareal i kontakt med vann for barn og voksen. Kontakttiden er satt til svømming i 2 timer for barn og 1 time for voksne.

$$DEH_{sv} = \frac{f_{exp} \cdot HA_{sv} \cdot HAB_{sv} \cdot ET_{sv} \cdot af \cdot C_{sv}}{KV}$$

- DEH_{sv} = eksponering via hudkontakt med vann (mg/kg/d)
 f_{exp} = fraksjon eksponeringstid (30d/365d)
 HA_{sv} = hud areal for eksponering med sediment (B: 0,95; V: 1,8 m²)
 HAB_{sv} = hudabsorpsjonsrate for sjøvann (l/m²/time, beregnes)
 ET_{sv} = eksponeringstid, hud med sjøvann (B: 2; V:1 timer/d)
 af = absorpsjonsfaktor (1)
 C_{sv} = konsentrasjon i sjøvann (mg/l, måles eller beregnes)
 KV = kroppsvekt (Barn: 15; Voksen 70 kg)

Hudabsorpsjonsrate fra sjøvann vil være stoffavhengig og kan estimeres på følgende måte:

$$HAB_{sv} = \frac{5000 \cdot (0,038 + 0,153 \cdot \log K_{ow})}{(5000 + (0,038 + 0,153 \cdot \log K_{ow}))} \cdot \frac{e^{(-0,016M)}}{1,5}$$

- K_{ow} = oktanol/vann fordelingskoeffisienten ([Vedlegg I](#))

Dersom det ikke foreligger sjøvannsanalyser, kan disse estimeres i henhold til [faktaboks 9](#), eller konsentrasjonen i sjøen kan settes likt porevannskonsentrasjon (C_{pv}) som en "worst-case" tilnærming:

$$C_{pv} = \frac{C_{sed}}{K_d}$$

- C_{sed} = konsentrasjon i sediment (mg/kg t.v., måles)
 K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (stoffavhengig, [vedlegg I](#))

Faktaboks IV.6. Total human eksponering

Den totale eksponeringen for barn (TCH_{sed}) og voksne (TAD_{sed}) beregnes ved å summere de ulike eksponeringsveiene som følger:

$$TCH_{sed} = DEI_{sed} + DEI_{sv} + DEI_{pm} + DEH_{sed} + DEH_{sv} + IEI_f$$

$$TAD_{sed} = DEI_{sed} + DEI_{sv} + DEI_{pm} + DEH_{sed} + DEH_{sv} + IEI_f$$

For IEI_f se [Faktaboks 10](#). Ved å anta at man er 6 år barn og 64 år voksen kan den total livstidsdosis beregnes som følger:

$$DOSE = \frac{6 \cdot TCH_{sed} + 64 \cdot TAD_{sed}}{70}$$

TCH_{sed} = total daglig eksponering av barn til sediment (mg/kg/d)

TAD_{sed} = total daglig eksponering av voksen til sediment (mg/kg/d)

$DOSE$ = gjennomsnittlig livstid daglig eksponering (mg/kg/d)

$DOSE$ sammenlignes med 10 % MTR human verdiene ([Vedlegg III](#)).

Vedlegg V - Sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering Trinn 1 og Trinn 2.

Forenklet sjekkliste for gjennomføring av en risikovurdering

A. Innhenting av eksisterende informasjon

→. Beskrive det aktuelle sedimentområdet

- Geografisk beliggenhet
- Definisjon av totalt sedimentområde for risikovurderingen
- Eventuell definisjon av delområder
- Avgrensning av områder påvirket av propellerrosjon
- Samlet bunnareal, areal med sedimenter
- Dybdeforhold, topografi
- Nåværende arealbruk (rekreasjon, fiske, ferdsel, osv.)
- Skipstrafikkmønster (havnekategori (se [Faktaboks 6](#)) trafikk tetthet, farleder, lengde og dybdeprofil langs farleder)
- Aktuelle marine naboerområder
- Oversikt over eksisterende sedimentdata

→. Miljømål/Tiltaksmål

- Beskrive miljømål som er satt for området
- Finnes andre miljøhensyn og målsetninger av betydning for risikovurderingen?
- Fremtidig planlagt/ønsket arealbruk

B. Innhenting av ny informasjon

→. Prøvetakingsopplegg i felt

- Bestemme antall stasjoner
- Bestemme og kartfeste stasjonsplassering
- Avklare nødvendig prøvemengde
- Avklare nødvendig feltutstyr (redskaper og instrumenter)
- Lage gjennomføringsplan (feltprotokoll)

→. Fysisk, kjemisk, toksikologisk analyseprogram

- Bestemme parameterliste
- Bestemme analysemetoder
- Velge laboratorium (akkreditert)
- Fastsette rutine for databehandling, datalagring og kartfesting (GIS)

→. Gjennomføre feltarbeid, kjemiske analyser og tokstester

C. Gjennomføring av Trinn 1

→. Dataanalyse

- Beregne gjennomsnittsinhold av miljøgifter over området
- Sammenligne resultatene med veilederens grenseverdier
- Identifisere eventuelle overskridelser
- Bedømme om overskridelse gjelder kun en stasjon og om det er grunnlag for å avgrense et delområde for videre risikovurdering.
- Beslutning om friskmelding eller videre til Trinn 2

D. Gjennomføring av Trinn 2

- . Beslutte om hovedvekt skal legges på spredning, human helse eller økologisk skade
- . Om ønskelig: etablere egne akseptkriterier for spredning
- . Generere supplerende informasjon for Trinn 2
 - Innhente den lokale informasjonen som er nødvendig for å gjennomføre beregningene (se Faktaboks 4)
 - Gjennomføre den påkrevde helsedimentttesten på toksisitet
- . Gjennomføre beregningene i Trinn 2
 - Lage datafiler for bruk i veilederens regneark
 - Hvis aktuelt, legge inn lokale koeffisienter og konstanter i regnearket
 - Gjennomføre beregningene av spredning (diffusjon, oppvirvling, biologisk transport)
 - Eventuelt kontrollere sannsynligheten av beregningsresultatene ([Faktaboks 12](#))
- . Evaluere risiko for spredning (Trinn 2A)
 - Hvis egne kriterier er satt: identifisere eventuell overskridelse av disse
- . Evaluere risiko for human helse (Trinn 2B)
 - Beslutte hvilke eksponeringsveier som skal dekkes av risikovurderingen
 - Sammenfatte fluksresultatene som dekker disse veiene
 - Bedømme om beregnet nivå av miljøgifter i organismer samsvarer med målte verdier (hvis målinger finnes)
 - Bedømme om beregnet vevsnivå i organismer overskrider grenseverdiene for konsum
- . Evaluere risiko for økologisk skade (Trinn 2C)
 - Bedømme om resultatene fra Trinn 1 overskrider PNEC-verdiene for økologisk skade
 - Bedømme om resultatene fra helsedimentttesten tilsier at sedimentene gir økologisk skade
 - Beregne sannsynlig gjennomsnittsnivå av miljøgifter i vannmassene over sedimentet
 - Bedømme om disse nivåene overskrider grense mellom Miljødirektoratets Klasse II og III for sjøvann-verdiene for økologisk skade
- . Evaluere samlet risiko fra sedimentene ut fra Trinn 2
 - Identifisere overskridelser av eventuelle akseptkriterier for spredning
 - Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på human helse
 - Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på sedimentlevende organismer
 - Identifisere overskridelser av grenseverdier for skade på organismer i vannmassene
 - Hvis aktuelt: identifisere risiko for skade på naboer
 - Beskriv samlet risiko fra sedimentene i forhold til miljømål
 - Beslutte om sedimentområdet kan friskmeldes
 - Hvis ikke - velg om man skal gå til tiltaksvurdering eller gjennomføre Trinn 3

E. Gjennomføring av Trinn 3

- Evaluere nytteverdien av Trinn 3 undersøkelser ut fra usikkerheten i Trinn 2
- Fastsette ambisjonsnivå for Trinn 3: erstatning av sjablongverdier eller full numerisk modellering

Sjekkliste for videre gjennomføring av Trinn 3 er lite hensiktsmessig siden aktivitetene må tilpasses den enkelte situasjonen.

Vedlegg VI - Struktur på rapport fra risikovurderingen

Tittel: Risikovurdering av forurenset sediment i

Sammendrag

Innledning

Beskrivelse av området som vurderes

Følgende temaer skal om mulig dekkes:

- Geografisk beliggenhet (kartfestet i formålstjenlig målestokk)
- Generell beskrivelse av området (topografi, dyp, strømforhold, bunntyper, økologisk betydning, vernestatus, nåværende arealbruk (rekreasjon, fiske, ferdsel, osv), kjente forureningskilder, miljøtilstand.
- Skipstrafikkmønster.
- Definisjon av totalt sedimentområde og ev delområder med estimat av totalt sedimentareal (A_{sed})
- Kartfesting av skipspåvirket område
- Estimert av skipspåvirket bunnareal (A_{skip})

Ønsket miljøtilstand

Følgende temaer skal dekkes:

- Eventuelle fastsatte miljømål og tiltaks mål
- Andre aktuelle miljøhensyn, ref veileder for håndtering av forurensete sedimenter

Risikovurdering Trinn 1

Følgende temaer skal dekkes:

- Kartfesting av sedimentstasjonene som er benyttet i vurderingen
- Metodebeskrivelse for sedimentundersøkelsene (feltprosedyrer, feltmålinger, kjemisk og toksikologisk analyseprogram).
- Kvalitetskontrollrutiner.
- Resultattabeller for kjemisk karakterisering og toksisitet med angitt overskridelse i forhold til grenseverdiene (Regneark 4, tabell 1).
- Andre resultater som brukes i tolkning av Trinn 1
- Konklusjon fra Trinn 1 (akseptabel risiko eller videre til Trinn 2)
 - Overholdelse/overskridelse av grenseverdiene
 - Konklusjon om risiko fra sedimentene
 - Eventuell avgrensning av delområder for videre risikovurdering

Risikovurdering Trinn 2

Følgende temaer skal dekkes:

- Begrunnelse for eventuell prioritering av risikoelementene (spredning, human helse og økologiske effekter).
- Metodebeskrivelse og resultater fra supplerende informasjonsinnhenting
- Lokale parameter som benyttes og begrunnelse for disse.
- Resultat av helsedimenttest (detaljer skal vises i appendiks) med konklusjon om overskridelse av grenseverdi.
- Resultater knyttet til risiko for spredning
 - Tabell over estimert miljøgiftspredning totalt og via de tre transportvegene (diff, susp og org). Både flukser (F) og årlig transport (U) angis for hvert stoff for arealet påvirket av skip (A_{skip}) og arealet ikke påvirket av skip ($A_{sed}-A_{skip}$), (Regneark 4 tabell 2a og 2b).

- Evaluering av spredningsestimatene (Er tømme tiden sannsynlig? Regneark 3a)
- Sammenlikning av spredningen med grenseverdier (Regneark 4, tabell 2a) og eventuelle akseptkriterier for spredning.
- Figur over relativ betydning av spredningsveier (Regneark figur "Eks Dia middel spredning").
- Betydning av risikoen fra propelloppvirvling.
- Resultater knyttet til risiko for human helse
 - Hva slags human eksponering som er aktuell i risikoområdet (sjømat, bading, etc.).
 - Tabell over beregnet total livstidseksponering med overskridelse av grenseverdier (Regneark 4, tabell 3).
 - Figur over relativ betydning av eksponeringsveier (Regneark figur "Eks Dia middel human").
- Resultater knyttet til risiko for økologiske effekter
 - Beskrive risiko for effekter på sedimentlevende organismer på basis av
 - overskridelsene i Trinn 1
 - tabell over målte/beregnete porevannskonsentrasjoner med overskridelser av $PNEC_w$ (Regneark 4, tabell 4)
 - resultatene fra toksisitetstestene i trinn 1 og helsedimenttesten (Regneark 4, tabell 5).
 - Beskrive risiko for effekter i vannmassene på basis av
 - tabell over målte/beregnete sjøvannkonsentrasjoner med overskridelser av $PNEC_w$ (Regneark 4, tabell 6)
- Samlet risikovurdering Trinn 2
 - Risiko for prioriterte økologiske/humane ressurser
 - Risiko i forhold til miljømål
 - Usikkerhet i konklusjonene og konsekvenser av dette

Konklusjoner og anbefalinger

Følgende temaer skal dekkes i dette kapittelet:

- Samlet konklusjon av risikovurderingen
- Rangering av delområder for tiltaksvurdering
- Anbefalinger om videre prosess (Trinn 3, tiltaksplanlegging)

Vedlegg VII - Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold

Sjablongverdier anvendt i Trinn 2 og tilpasning til lokale forhold

I det følgende gis en oversikt over sjablongverdiene brukt i Trinn 2 og forslag for å tilpasse disse til lokale forhold innenfor et realistisk intervall (angitt mellom klammer). Det er også gitt en forenklet klassifisering av variabiliteten (Liten, Middels, Stor) av de faktorene som er omhandlet. Oversikten må sees på som veiledende og er ment å skulle indikere usikkerheten ved å bruke sjablongverdien i en bestemt situasjon.

Før man setter i gang et undersøkelsesprogram for å bedre sikkerheten av faktorene bør man gjøre en følsomhetsanalyse for å avklare hvilken betydning endring av faktoren (innenfor sannsynlige spennvidde) vil ha for utfallet av beregningene. En stor endring i tallverdien av en faktor behøver ikke nødvendigvis å gi tilsvarende stort utslag på sluttresultatet av beregningene, dette kan illustreres på en enkel måte ved for eksempel doble eller halvere en parameter i regnearket.

For mer utførlig informasjon om følsomhetsanalyse henvises til litteraturen (for eksempel: Saloranta TM, Ruus A, Borgå K. 2011). Identification of the most influential factors in the Norwegian guidelines for risk assessment of dispersion of contaminants from sediments. *Integrated Environmental Assessment and Management* 7:657-667).

Faktor 1	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$n = \text{porøsitet}$	0,7 (0,4-0,7)	Middels
Beregnes utefra bestemmelse av bulk tetthet (ρ_b) og korntetthet (ρ_s)		

Faktor 2	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$\tau = \text{tortuositet (krunglingsfaktor)}$	3 (2-5)	Middels
Kan verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in situ</i> diffusjonshastighet		

Faktor 3	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$a = \text{faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon}$	10 (1-500)	Stor
Faktoren bør skjønnsmessig kunne endres ut fra observasjon/måling av redoksf forholdene og tilstedeværelse av makrofauna (dyr over 1 mm størrelse). For helt anoksiske sedimenter kan man sette faktoren til 0. Kan for øvrig verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in situ</i> diffusjonshastighet		

Faktor 4	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$D_s = \text{molekylærdiffusjonskoeffisient (cm}^2/\text{s)}$	Vedlegg I Stoff avhengig	Liten
Hentes fra litteraturen eller estimeres ut fra stoffets molekylvekt og kjemisk struktur		

Faktor 5	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$C_{pv} = \text{porevannskonsentrasjon (mg/l)}$	$C_{pv} = C_{sed} [\text{mg/kg}]/K_d$ Stoff avhengig	Stor
Forslag til prosedyre, se vedlegg VIII.2.5 og VIII.6		

Faktor 6	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Δx = diffusjonslengde	1 cm (0,05-2)	Middels
Diffusjonslengden er bestemt av tykkelsen på overgangslaget mellom sediment og vann ("benthic boundary") som igjen er avhengig av kornstørrelse, bunngometri (ruhet) og strømhastighet. Kan verifiseres ved direkte bestemmelse av <i>in situ</i> diffusjonshastighet For nærmere utdyping se: Boudreau og Jørgensen (2001).		

Faktor 7	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$f_{løst}$ = fraksjon løst, den delen av miljøgiftinnholdet som kan løses i vann etter oppvirvling	10/ K_d	Stor
Utlekkingstest ved L/S=10, se vedlegg VIII.3.1		

Faktor 8	Sjablongverdi Trinn 2				Variabilitet
m_{sed} = mengde oppvirvlet finfraksjon sediment i tørrvekt, kg pr. anløp en veg (antatt 120 m veglengde)	Sedimenttype/-havnekategori	Stor havn	Industri-havn	Småbåt-havn	Stor
	Silt og leire	2000	1000	150	
	Sand	200	100	15	
	Grus og stein	20	10	1	
Dette må baseres på direkte målinger av turbiditet og mengde suspendert materiale under skipsmanøvrering i det aktuelle området, ev supplert med sedimentasjonsforsøk i laboratoriet. Se vedlegg IX .					

Faktor 9	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
C_{bio} = vevskonsentrasjon i bunnfauna (mg/kg t.v.), måles eller beregnes)	Beregning ved bruk av K_d og BCF	Stor
For de fleste formål bør en bioakkumuleringstest være tilstrekkelig. Alternativet er kjemisk analyse av biomasse av lokal bunnfauna. Innsamling med grabb vil som oftest gi for lite prøvemateriale. Bunnleder anbefales.		

Faktor 10	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{cbio} = mengde organisk karbon i bunnfauna biomasse	0,25 g/g t.v. (0,2-0,3)	Liten
Variasjonen mellom ulike fauna er liten og det er neppe nødvendig med lokale målinger. Kan analyseres direkte på prøver av lokal sedimentfauna.		

Faktor 11	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{sed} = tilførsel av organisk karbon til sedimentet utenfra	200 g/m ² og år (10-200)	Middels
Dette måles enklest ved bruk av sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger. Analyse av TOC på fellemateriale, se vedlegg VIII.3.5		

Faktor 12	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
d = fraksjon av tilført organisk karbon som ikke omsettes i sedimentet	0,47 (0,3-0,6)	Middels
Kan beregnes ut fra forskjell mellom målt TOC i sedimentfeller og målt TOC i sedimentet like under bioaktivt lag. Kan også måles direkte gjennom nedbrytningsforøk.		

Faktor 13	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
OC_{resp} = organisk karbon omsatt (respirert) i sedimentet	31 g/m ² og år (10-70)	Middels
Gjøres ved måling av totalt oksygenforbruk eller CO ₂ -utskillelse over tid i nedbrytningsforsøk med lokale sedimenter, enten i mesokosmos-forsøk eller ved bruk av respirasjonskammer <i>in situ</i> .		

Faktor 14	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
BCF_{fisk} = biokonsentrasjonsfaktor vann/fisk (l/kg v.v.)	Vedlegg I Stoff avhengig	Stor
Beregnes sikrest ut fra å kombinere resultatene av bioakkumuleringstesten (gir BSAF) med analyse av porevannskonsentrasjonene (gir K_d). Begge deler må gjøres på de stedlige sedimentene. Kan også beregnes fra analyse av fisk/skalldyr fra området kombinert med vannanalyser.		

Faktor 15	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
K_d = fordelingskoeffisient sediment/vann (l/kg)	Vedlegg I	Stor
<ol style="list-style-type: none"> 1. Justeres for målt innhold av organisk karbon (Faktaboks 10) 2. Direktemåling ved porevannsanalyse (se vedlegg VIII.2.5 og VIII.6). 3. Indirekte måling ved bruk av passive prøvetakere (se for eksempel vedlegg VIII.6) 		

Faktor 16	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
$V_{sjø}$ = vannvolumet over sedimentet (m ³)	ingen	Stor
Beregnes enklest fra data for bunnareal, topografi og dyp		

Faktor 17	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
t_r = oppholdstid av vannet i sedimentområdet	0,02 år (0,003-0,1)	Stor
Beregnes på basis av måling av vertikale tetthetsprofiler og strømmålinger, helst med profilerende strømmåler. Oppholdstiden er teknisk sett totalt vannvolum i området dividert med vanntransport-hastigheten over grenseflaten mot området utenfor. Resultatet av beregningene må tolkes ut fra topografi, tetthetsprofiler og oseanografisk erfaring.		

Faktor 18	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Maksimalt bioturbasjonsdyp (bioaktivt lag)	øvre 10 cm (0-20)	Middels
Bioaktivt lag vil normalt variere mellom 0 og ca 20 cm, alt etter hva slags fauna som er til stede. Alternativer: -Beregnes ut fra kjemiske vertikallprofiler (seksjonerte kjerneprøver, standard ISO TC 147/SC6 2003) -Leses visuelt fra sedimentprofilbilder tatt med SPI-kamera -Måles ved sporstoff-forsøk i mesokosmoser		

Faktor 19	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
f_{tv} = fraksjon tørrstoff av vått sediment	0,35 (= 35 %) (0,3-0,6)	Liten
Regnes som 1- målt fraksjon vann		

Faktor 20	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Miljøgiftfordelingen med sedimentdyp	Konsentrasjon i hele bioaktivt lag samme som er målt i Trinn 1	Stor
Seksjonerte kjerneprøver (standard ISO TC 147/SC6 2003), analyser som overflateprøvene i Trinn 1		

Faktor 21	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
r_{sed} = sedimenteringsrate nytt sediment	3 mm/m ² /år	Middels
<p>Dette måles enklest ved bruk av sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger. Analyse av total tørrvekt på felle materialet.</p> <p>Kan også estimeres ved isotopdatering av sedimentkjerner. Denne viser gjennomsnittlig sedimenteringshastighet over flere år bakover i tid, men ikke dagens tilstand.</p>		

Faktor 22	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Miljøgiftkonsentrasjon i sedimenterende materiale	samme som målt i sedimentene i Trinn 1	Stor
Dette måles enklest ved analyse av materiale samlet i sedimentfeller nær bunnen. Målingene bør dekke ulike produksjonssesonger.		

Faktor 23	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
Andel av total human miljøgifteksponering som kommer fra sedimentene.	10 %, for TBT 100 % fra sjømat	Stor
Dette er i prinsipp en faktor som vil variere for hver forbindelse som funksjon av innholdet i de ulike typene næringsmidler. Nærmeste kilde til informasjon vil være Mattilsynet.		

Faktor 24	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_f = daglig inntak av fisk /skalldyr	Barn: 0,028 kg vv/d Voksen: 0,138 kg vv/d	Middels
Informasjon fra Mattilsynet, evt. lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn, ev egne spørreundersøkelser av lokale spisevaner		

Faktor 25	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
KF_f = kontaminert fraksjon av konsumert sjømat	0,5	Middels
Faktoren sier at 50 % av sjømaten kommer fra det forurensete området, resten kommer utenfra og er ikke forurenset. Lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn bør kunne bedømme betydningen av lokalt fanget sjømat, og derved holdbarheten av sjablongverdien.		

Faktor 26	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
af = absorpsjonsfaktor	1	Liten
Faktoren sier at all eksponering fører til opptak. Lokale forhold har liten innvirkning og supplerende undersøkelser er neppe nødvendig.		

Faktor 27	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
KV = kroppsvekt	Barn: 15 kg; Voksen 70 kg	Liten
Standardverdien er brukt ved risikovurdering av kjemikalier, og varierer ikke lokalt		

Faktor 28	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
C_{fisk} = miljøgiftkonsentrasjon i fisk (mg/kg vv)	ingen	Stor
Analyser av vevsnivå for eksempel etter retningslinjer gitt av OSPAR		

Faktor 29	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
f_{exp} = fraksjon eksponeringstid for rekreasjon	30d/år	Middels
Lokale verdier må baseres på befolkningsundersøkelse (levekår, rekreasjonsmønster)		

Faktor 30	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_{sed} = inntak av sediment	Barn: $1 \cdot 10^{-3}$ kg t.v./d, Voksen: $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg t.v./d	Liten
Lokal variasjon er neppe av betydning, og supplerende undersøkelser lite nyttig		

Faktor 31	Sjablongverdi Trinn 2	Variabilitet
DI_{sv} = inntak av sjøvann	Barn og Voksen: $5 \cdot 10^{-2}$ l/d	Liten
Lokal variasjon er neppe av betydning, og supplerende undersøkelser lite nyttig		

Vedlegg VIII - Prøvetakings- og analysemetoder av forurensede marine sedimenter

Innhold

1. Bakgrunn og målsetning	67
2. Felt- og prøvetakingsmetoder	68
2.1 Feltarbeid.....	68
2.2 Stasjonsplassering og antall stasjoner	68
2.3 Prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver.....	68
2.4 Prøvetaking for analyse av miljøgifter i biologisk materiale.	70
2.5 Ekstraksjon av porevann for toksisitetstester	70
2.6 Organisk ekstraksjon for DR CALUX testen	70
3. Fysisk-kjemiske analysemetoder	70
3.1 Prøvetaking og gjennomføring av utlekkingsstester.....	71
3.2 Måling av skjærstyrke	71
3.3 Kornfordeling.....	71
3.4 Vanninnhold	71
3.5 Organisk karbon	71
3.6 Redoksforhold.....	72
3.7 Metaller	72
3.7.1 Generelt	72
3.7.2 Kvikksølv (Hg).....	72
3.7.3 Kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As) og krom (Cr)	73
3.7.4 Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn; TBT og trifenylytinn; TFT)	73
3.8 Organiske miljøgifter	73
3.8.1 PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)	73
3.8.2 PCB (polyklorerte bifenyler)	73
3.8.3 DDT	74
3.8.4 Bromorganiske forbindelser (PBDE; HBCDD og TBBPA)	74
3.8.5 Dioksiner og dioksinliknende PCB	74
3.8.6 Heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen.....	74
3.8.7 Klorerte parafiner (C10-C13 kloralkaner og mellomkjedete klorparafiner)	75
3.8.8 Lindan (heksaklorsykloheksan)	75
3.8.9 Oktylfenol, Nonylfenol og Dodecylfenol	75
3.8.10 Dodecylfenol (med isomerer)	75
3.8.11 Klorfenoler (pentaklorfenol)	75

3.8.12	Heksaklorbutadien	75
3.8.13	Triklorbenzen	76
3.8.14	Alaklor	76
3.8.15	Klorfenvinfos	76
3.8.16	Klorpyrifos	76
3.8.17	Endosulfan	76
3.8.18	Triflualin	76
3.8.19	DEHP	76
3.8.20	Perfluoroalkylsubstanser (PFOS og PFOA)	76
3.8.21	Bisfenol A	77
3.8.22	D5 (decamethylcyclopentasiloxane)	77
3.8.23	Triklosan	77
3.8.24	TCEP	77
3.8.25	Diflubenzuron	77
3.8.26	Teflubenzuron	77
3.8.27	Irgarol (Cybutryn)	77
4.	Toksisitetstester	78
4.1	Toksisitet overfor <i>Skeletonema costatum</i>	78
4.2	Toksisitet overfor <i>Tisbe battagliai</i>	78
4.3	Toksisitet overfor larver av <i>Crassostrea gigas</i>	78
4.4	Dioxin Receptor CALUX test	79
4.5	Helsediment-tester	79
4.5.1	Test med <i>Arenicola marina</i>	79
4.5.2	Test med <i>Corophium volutator</i>	80
5.	Bioakkumuleringstest	80
6.	Måling av porevann	81
6.1	Organiske miljøgifter	81
6.2	Metaller	81
7.	Referanser	82
8.	Aktuelle standarder	83

1. Bakgrunn og målsetning

Målsetningen med vedlegget er å beskrive de prøvetakings- og analysemetodene som anbefales brukt for å fremskaffe data som er nødvendig for å kunne gjennomføre en risikovurdering etter Miljødirektoratets veileder. Metodeutvalget er så langt som mulig basert på Norsk Standard. Der Norsk Standard mangler er det lagt vekt på å bruke nasjonale og internasjonale standarder som enten er godkjente eller under utarbeidelse, eller metoder som er innarbeidet i større overvåkingsprogrammer eller som er godt dokumentert i internasjonal faglitteratur. Ved ønske om å bruke alternative metoder til de som er foreslått (se nedenfor), bør disse også følge norske eller internasjonale standarder og oppfylle de samme kravene til nøyaktighet og følsomhet. De anbefalte metodene er i stor grad allerede i bruk i norsk miljøovervåking.

Dokumentet omfatter analyser av de parametere som brukes for gjennomføring av Trinn 1 og 2 i risikovurderingen. Metoder som er aktuelle i et Trinn 3 er ikke utfyllende beskrevet, kun prosedyrer for gjennomføring av test på bioakkumulerbarhet og ekstraksjon av porevann, og forslag til fremgangsmåte for å bedre presisjonen av beregningsverktøyet i forhold til Trinn 2. Dette er fordi Trinn 3 vil måtte tilpasses den enkelte sedimentsituasjonen og metodevalget derfor i prinsippet er fritt. Der Trinn 3 kun omfatter en utvidelse av undersøkelsene som gjøres i Trinn 1 og 2 (flere analyser osv.) kreves imidlertid at man benytter de samme prøvetakings- og analysemetodene.

Både for prøvetaking og analyser er det ofte flere metoder som er i bruk for samme formål. Alternative prøvetakingsmetoder og innsamlingsredskaper vil kunne gi prøver som er ulike både i innhold og kvalitet, og alternative analysemetoder vil kunne variere i presisjon og nøyaktighet. Hvis man skal sammenlikne forskjellige sedimentområder både med hensyn på klassifisering av miljøkvalitet og på miljørisiko bør datagrunnlaget være generert ved bruk av de samme metodene og med samme kvalitetskrav.

I mange tilfeller finnes det flere likeverdige prøvetakings- og analysemetoder som vil kunne gi tilnærmet samme resultat, og det foregår også en kontinuerlig utvikling av både prøvetakingsmetoder og analysemetoder for miljøgifter. Det er derfor ikke et krav at man bruker de metodene som er gitt i dette vedlegget, såfremt laboratoriet kan dokumentere at alternative metoder gir tilfredsstillende nøyaktig resultat med tilfredsstillende følsomhet og presisjon, bla. gjennom interkalibreringer, bruk av sertifisert referansemateriale og andre kvalitetskontrollrutiner. Det legges vekt på at man bruker godt dokumenterte analysemetoder og laboratorier som gjør det godt i interkalibreringer og ringtester og som kan dokumentere resultatene sine på en god måte. Utførende analyselaboratorier bør være akkreditert for de metoder som brukes. Kvalitetskravene er i disse tilfeller nedfelt i akkrediteringen. For enkelte parametere kan det være få laboratorier med akkrediterte metoder. Det er i slike tilfeller viktig at analysene av disse gjennomføres med de samme QA/QS-prinsipper som laboratoriet har for sine akkrediterte analyser.

Dokumentet setter ikke spesifikke krav til kvantifiseringsgrenser for de kjemiske analysene, siden dette ligger implisitt i det at resultatene skal brukes til sammenlikning med de oppgitte grenseverdiene i klassifiserings- og risikosystemet, der overskridelse av tilstandsklassen II bør kunne kvantifiseres.

2. Felt- og prøvetakingsmetoder

2.1 Feltarbeid

Generelle retningslinjer for gjennomføring av feltarbeid i forbindelse med miljøkartlegging er gitt i Norsk Standard NS 9420 (se oversikt over aktuelle standarder i kapittel 8).

2.2 Stasjonsplassering og antall stasjoner

Valg av stasjoner for prøvetaking av sedimenter for risikovurdering skal gjøres i følge Norsk Standard NS-EN ISO 5667-19:2004. Prøvepunkter (stasjoner) skal plasseres slik at de er mest mulig representative for det området som skal vurderes. Dette gjøres skjønnsmessig ut fra den kunnskap man har om området, først og fremst bunntype (hardbunn/sedimenter), topografi og dybdeforhold (fra sjøkart). En forundersøkelse i form av ekkoloddregistrering, sonar, videokamera og eller sedimentprofilkamera kan være nyttig for å avgjøre om området bør deles i delområder som prøvetas hver for seg, og for å bedømme hvor dypt det biologisk aktive laget (bioaktivt lag) strekker seg i sedimentet.

Antallet stasjoner og plassering vil alltid bygge på et visst skjønn. I risikoveilederen kreves minimum 5 stasjoner fra hvert område, der hver stasjon maksimalt skal representere et areal på 10 000 m² (for områder dypere enn 20 m: 40 000 m²). For komplekse områder som må deles i delområder, kan det være nødvendig å øke antallet stasjoner ut over dette. Stasjonsantall og plassering må også sees i sammenheng med om det er finnes tidligere sedimentanalyser fra området som kan inngå i risikovurderingen. Hvis det ikke har skjedd store endringer i et område (tiltak, endringer i utslipp osv.) og så lenge tidligere analyser har tilfredsstillende kvalitet, bør man kunne bruke sedimentdata fra iallfall de siste 10 årene.

NS-EN ISO 5667-19 gir også veiledning med hensyn til behov for parallelle prøver. I risikoveilederen er det anbefalt at man for hver stasjon analyserer en blandprøve av 4 parallelle enkeltprøver (se [kapittel 3.2.1](#)). Man bør også vurdere å oppbevare en delprøve av hver av de parallelle prøvene for eventuelle senere individuelle analyser, blant annet hvis man ønsker informasjon om den flekkvise fordelingen av forurensningen innen stasjonen. For risikovurderingen er det imidlertid gjennomsnittsforskjellene på hver stasjon som er av interesse. Det er sjelden at historiske data er tatt på samme måte, dvs. blandprøve av 4 paralleller. Såfremt slike data oppfyller kravene i avsnittet ovenfor, bør de kunne brukes sammen med nye data. Man må imidlertid være oppmerksom på at regnearket legger samme vekt på alle sedimentdata som legges inn, og det sier seg selv at en blandprøve gir et mer representativt bilde av et stasjonsgjennomsnitt enn en enkeltprøve. I en risikovurdering bør man kunne anta at denne forskjellen har liten betydning.

2.3 Prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver

Generelle krav til valg av prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver er gitt i NS-EN ISO 5667. Hvilke prøvetakere som er egnet ved forskjellige typer undersøkelser og sedimentforhold er også angitt her.

Risikoveilederen anbefaler at prøvetakingen dekker de øvre 10 cm. Dette vil i de aller fleste tilfeller omfatte det bioaktive laget, ofte også noe av sedimentet under dette. En standard 0,1 m² van Veen grabb vil samle ned til ca. 10 cm sedimentdyp i et mudderaktig sediment men bare til ca 5 cm i et sandig sediment. På sandig sediment må man derfor bruke kjerne- eller boksprøvetaker for å sikre 10 cm dype prøver.

For sedimenter som skal brukes til helsedimenttest er det viktig at man unngår sedimentlag som inneholder H₂S. Slike anoksiske sedimenter vil likevel ikke inneholde dyr, og miljøgifter herfra forventes derfor ikke å bli spredt videre gjennom næringskjeden.

Et viktig krav er at sedimentprøvene tas med minst mulig forstyrrelse av overflatesjiktet. Dette innebærer at prøvetakeren må være helt åpen (kjerneprøvetaker) eller senkes langsomt (grabb og boksprøvetaker) til den når sedimentet, slik at den ikke genererer en "frontbølge" som blåser vekk overflatesjiktet. Prøvekvalitet kan kontrolleres visuelt når prøven kommer opp. En god prøve bør ha uforstyrret sedimentoverflate og klart vann over prøven.

For bunnområder der det er mye stein i tillegg til finere sedimenter vil prøvetaking fra båt være vanskelig. I slike tilfeller kan prøvetaking ved dykking være fordelaktig siden en dykker kan se og velge ut områder med sediment. Normalt begrenser dette prøvetakingen til områder grunnere enn 30 meter vanddyp. Prøvetakingen gjøres praktisk ved bruk av åpne sylindere av 30 - 50 cm lengde, og diameter rundt 5-10 cm. Sylindrene bør være av klarplast for god kontroll av prøvekvalitet. De presses forsiktig ned i bunnen og lukkes oventil med gummikork før de trekkes opp. Så snart sylindren er fri fra bunnen settes en tilsvarende kork inn nedentil og prøven fraktes til overflaten uten å tippe over.

En blandprøve fra en stasjon lages ved at hver av de 4 enkeltprøvene homogeniseres hvoretter det tas ut lik mengde sediment fra hver prøve til blandprøven. Siden uttaket i noen tilfeller bare er noen gram, er det viktig at homogeniseringen er god.

En blandprøvestørrelse på 0,3 liter vått sediment er tilstrekkelig for det minimum av fysiske og kjemiske analyser som kreves for risikovurdering Trinn 1. For gjennomføring av toksisitetstestene som kreves i Trinn 1 og 2 er det behov for til sammen anslagsvis 10 liter vått sediment.

Prøvene for kjemiske analyser overføres til brente glass med (brent) aluminiumsfolie som foring under lokket. Alternativt kan de pakkes direkte i brent aluminiumsfolie som lagres individuelt i lukkede plastposer. Prøver for toksisitetstester oppbevares i rengjorte plastspann med lokk. Prøvene oppbevares frosset.

Krav til observasjoner og registreringer under feltinnsamlingen er gitt i NS-EN ISO 5667-19.

For enkelte kjemiske stoffer, slik som siloksaner, må man operere med skjerpede krav med tanke på personlige pleieprodukter og andre kontamineringskilder (se f.eks. rutiner ved Miljødirektoratets miljøprøvebank). Også ved opparbeiding av prøver, før analyse, er det viktig med fokus på kontamineringsfare. Alt personell som skal håndtere prøvene (prøvetakere, og analytikere på laboratoriet) må ikke benytte personlige pleieprodukter som kan inneholde de aktuelle kjemikaliene.

2.4 Prøvetaking for analyse av miljøgifter i biologisk materiale.

Uttak av vevsprøver fra fisk gjennomføres i henhold til OSPAR (1999).

2.5 Ekstraksjon av porevann for toksisitetstester

Uttak av porevann bør gjøres innen maksimum 1-2 uker etter innsamling. Det tas ut tilstrekkelig samlet porevannsvolum til å dekke behovet i alle testene i Trinn 1. Porevann ekstraheres fra sedimentene ved at homogenisert sedimentprøve sentrifugeres ved ca. 1000 g i 45 minutter. Supernatanten dekanteres av. Etter henstand i ca. 30 minutter for sedimentering av eventuelle suspenderte partikler suges porevannet av ved hjelp av fullpipette eller lignende og overføres til prøveflasker for videre bruk. Normalt vil det være nødvendig å filtrere porevannet gjennom 0,2 µm før testing for å bli kvitt mikroorganismer som kan påvirke testene, spesielt *Skeletonema*-testen. Hvis testene ikke kan gjennomføres med en gang kan porevannsprøven eventuelt oppbevares frosset ved ca. -20 °C.

Det gjøres en karakterisering av porevannet som grunnlag for å tolke resultatene. Følgende parametere anbefales: pH, salinitet, TOC, DOC, ammoniakk og H₂S, eventuelt også sulfid og næringssalter. Eventuell H₂S i porevannsprøven bør fjernes ved luftbobling før testene.

2.6 Organisk ekstraksjon for DR CALUX testen

Upolare miljøgifter (som løser seg i organisk løsemiddel) ekstraheres fra sedimentene ved Accelerated Solvent Extraction (ASE). Følgende prosedyre anbefales: To ganger 20 g sediment ekstraheres fordelt på 3-4 celler ved temperatur 100 °C og trykk 2000 psi. Ekstraksjonen skjer ved hjelp av sykloheksan og diklormetan (1:1 v/v-forhold) i 3 statiske sykler og aceton og diklormetan (1:1 v/v-forhold) i 1 statisk syklus. Ekstraksjonstiden per syklus er 5 minutter. Tre ml av ekstraktet dampes inn til tørrhet ved hjelp av N₂-gass og innholdet løses i 250 µl ultra ren dimetylsulfoksid (DMSO) ved hjelp av ultralyd. Dersom innholdet ikke blir løst, tilsettes nye 250 µl DMSO og prosessen blir gjentatt. De DMSO-løste ekstraktene benyttes i testen.

3. Fysisk-kjemiske analysemetoder

I det følgende gis eksempler på analysemetoder/prinsipper for aktuelle parametere. Som nevnt, er det ikke et krav at man bruker de metodene som er beskrevet her, såfremt laboratoriet kan dokumentere at alternative metoder gir tilfredsstillende nøyaktig resultat med tilfredsstillende følsomhet og presisjon, bla. gjennom interkalibreringer, bruk av sertifisert referansmateriale og andre kvalitetskontrollrutiner. Det legges vekt på at man bruker godt dokumenterte analysemetoder og laboratorier som gjør det godt i interkalibreringer og ringtester og som kan dokumentere resultatene sine på en god måte. Utførende analyselaboratorier bør være akkreditert for de metoder som brukes. Kvalitetskravene er i disse tilfeller nedfelt i akkrediteringen.

For enkelte parametere kan det være få laboratorier med akkrediterte metoder. Det er i slike tilfeller viktig at analysene av disse gjennomføres med de samme QA/QS-prinsipper som laboratoriet har for sine akkrediterte analyser.

3.1 Prøvetaking og gjennomføring av utlekkings tester

Testen anbefales som mål for potensialet for mobilisering av oppløste miljøgifter i forbindelse med resuspensjon av sedimenter. Prosedyrene er gitt i NS-EN (Norwegian Standard - European Norm) 12457 "Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam".

3.2 Måling av skjærstyrke

Slike målinger er beskrevet i Norsk Standard NS 8015.

3.3 Kornfordeling

Metodikken for bestemmelsen av kornstørrelsesfordelingen er beskrevet i Buchanan (1984). Først utføres en separasjon av sandfraksjonen fra silt og leire ved våtsikting av ubehandlet prøve gjennom en 63 μm sikt. Sandfraksjonen ($> 63 \mu\text{m}$) siktes på nytt i tørr tilstand ved bruk av en serie Wentworth-sikter med maskestørrelser fra 2000 μm til 63 μm (for eksempel størrelsene 2000, 1000, 500, 250, 125 og 63 μm) og hver fraksjon veies. Vekt av samlet fraksjon $< 63 \mu\text{m}$ bestemmes ut i fra tørrvekt etter frysetørring. Dette gir grunnlag for å beregne prosentandelen $< 63 \mu\text{m}$ (silt og leire). Kornfordeling innenfor denne finfraksjonen (2 - 63 μm) kan analyseres på alternative måter. I dag er analyse ved elektronisk partikkeltellere det vanligste.

Vekten av alle fraksjonene bestemmes til nærmeste 0,01 g, og en kumulativ vektprosentfordeling over hele størrelsesspekteret beregnes for hver stasjon. Beregningene benyttes videre for å bestemme median partikkeldiameter og standard avvik, samt skjevhet og kurtosis (hvor smal eller bred fordelingen er) for fordelingen.

3.4 Vanninnhold

Gjøres ved tørking av en veid våt sedimentprøve til full tørrhet ved 105 °C (ca 24 timer), hvoretter prøven veies på nytt. Vanninnhold kan også bestemmes ved frysetørring som i mange tilfeller er et ledd i forbehandlingen før andre analyser.

3.5 Organisk karbon

Uttaket pr prøve er fra 0,5 til 10 mg og innhold av karbonater fjernes ved å tilsette 1 M HCl dråpevis til det slutter å boble. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform. Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes fullstendig i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C i en CHN-analysator. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Forbrenningsgassene

passerer deretter en kromatografisk kolonne, og CO₂-gassen detekteres i en varmetrådsdetektor. Utregning av karboninnholdet gjøres på basis av integrert areal under toppene. Resultatene regnes normalt ut som prosent av tørrvekt sediment.

I mange sammenhenger er gravimetrisk analyse av totalt organisk innhold (glødetap) brukt som et tilnærmet mål for innhold av organisk karbon. Dette er ikke tilfredsstillende som grunnlag for risikoanalysen, siden det er behov for å kunne vurdere gyldigheten av fordelingskoeffisienten K_d opp mot innholdet av organisk karbon, ikke organisk stoff.

3.6 Redoksforhold

Måling av redoksforhold (Eh) i sedimentet kan gjøres med elektroder som føres direkte inn i en uforstyrret sedimentprøve (helst kjerneprøve) uten tilsetning av kjemikalier. En aktuell prosedyre er bl.a. beskrevet i Norsk Standard NS 9410:2007.

3.7 Metaller

3.7.1 Generelt

Prøvene analyseres etter oppslutning med salpetersyre i henhold til Norsk Standard NS 4770. Sedimentet frysetørkes eller tørkes til konstant vekt ved 105 °C, eller ved 40 °C hvis også Hg skal bestemmes. En innveid mengde tørket materiale siktes gjennom en 0,5 mm sikt. Fraksjonen < 0,5 mm oppsluttes med salpetersyre i autoklav i henhold til standarden. Alternativt veies 0,5 - 1,0 g tørket, homogenisert prøve eller ca. 2 g våt prøve inn i en oppslutningsflaske og tilsettes 20 ml 7 mol/l salpetersyre. Flasken lukkes godt og oppsluttes som angitt ovenfor i autoklav. Etter avkjøling fortynnes prøven direkte i flaskene ved å tilsette 80 ml avionisert vann, blandes og henses til uløst materiale bunnfeller. Analysen utføres på den klare væskefasen. Selve bestemmelsen utføres med ICP-AES, ICP-MS, FIMS (Hg) eller med atomabsorpsjon grafittovn.

3.7.2 Kvikksølv (Hg)

Denne metoden, kalddampeteknikk, er basert på Norsk Standard NS 4768, som er sammenlignbar med Norsk Standard NS-EN 1483. Prøver som ikke kan analyseres med en gang, må fryses eller frysetørres umiddelbart etter ankomst.

Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Et reduksjonsmiddel (tinnklorid - SnCl₂ eller natriumborhydrid - NaBH₄) blandes med prøven og omformer det ioniske kvikksølvet til metallisk kvikksølv (Hg). Kvikksølvdampen ledes inn i spektrofotometer der kvikksølv kvantifiseres ut fra absorbans ved 253,7 nm. En fordel med denne teknikken er at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale.

En alternativ metode er at man etter reduksjonstrinnet med tinnklorid eller natriumborhydrid fører kvikksølvdampen inn i et atomfluorescensspektrometer. Kvikksølvatomene blir eksitert ved stråling med bølglengde omkring 254 nm, og kvantifiseres på basis av intensiteten i fluorescensutstrålingen.

3.7.3 Kadmium (Cd), bly (Pb), nikkel (Ni), kobber (Cu), sink (Zn), arsen (As) og krom (Cr)

Prøver tilsettes suprapure salpetersyre og oppsluttes ved høyt trykk og temperatur i en mikrobølgebasert oppslutningsenhet (UltraClave). UltraClave har ett reaksjonskammer, noe som sikrer at alle prøvene oppsluttes ved nøyaktig samme temperatur. I tillegg er det lite prøvehåndtering, noe som minimerer faren for kontaminering.

Konsentrasjoner av metallene kan bestemmes ved bruk av induktivt koplet plasma massespektrometer (ICP-MS).

Det foreligger også en metode for analyse av metaller vha. ICP-AES, basert på Norsk Standard NS-EN ISO 11885.

3.7.4 Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn; TBT og trifenyлтinn; TFT)

Analysen gjøres etter Norsk Standard, NS-EN ISO 17353. Denne metoden er basert på at tinnorganiske forbindelser i vann blir alkylert med natrium tetraetylborat og ekstrahert med heksan. Ekstraktet renses med silika. Etter oppkonsentrering separeres tetrasubstituerte organiske tinnforbindelser ved kapillær GC-MS, flammefotometrisk deteksjon (FPD) eller atomemisjons deteksjon (AED). Konsentrasjonen av butyl- og fenyl-tinnforbindelser bestemmes ved kalibrering av hele prosedyren med en intern standardblanding. Konsentrasjonene skal oppgis som $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt, ikke som $\mu\text{g Sn}/\text{kg}$ tørrvekt (altså konsentrasjon av forbindelse, ikke konsentrasjon av tinn), for å kunne brukes i risiko- og klassifiseringssammenheng.

3.8 Organiske miljøgifter

3.8.1 PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner)

Risikovurdering og miljøkvalitetsklassifisering baserer seg på analyse av de 16 forbindelsene som omfattes av US EPAs liste over prioriterte PAH-forbindelser (PAH_{16}). Konsentrasjonen skal oppgis for hver enkeltforbindelse (naftalen, acenaftylene, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenso(ah)antracen, benzo(g,h,i)perylene) samt som summen av enkeltforbindelsene. Ved summering for klassifisering skal konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen regnes som 0. Metoden er dekket av Norsk Standard NS 9815. Prøvene tilsettes intern standard, fortrinnsvis i mengde som tilsvarer det som forventes i prøven og ekstraheres med organisk løsemiddel. Ekstraksjon i soxhlet utføres kun på frysetørket materiale og med diklormetan. Alternativt utføres ekstraksjon ved bruk av ASE 200 som brukes både på vått og tørt materiale. Ved ekstraksjon av våte prøver utføres tørrstoffbestemmelse på en delprøve. Alle ekstrakter renses for interfererende stoffer på GPC. Etter rensing analyseres ekstraktet ved bruk av GC/MSD. Kvantifisering utføres ved hjelp av ekstern og intern standard. Metoden er basert på GC-FID og er mindre egnet hvis prøven inneholder store mengder mineraloljer.

3.8.2 PCB (polyklorerte bifenyler)

Risikovurdering og miljøkvalitetsklassifisering baserer seg som minimum på analyse av de 7 kongenerene (PCBer 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) som normalt betraktes som mest miljøbetenkelige (PCB_7). Konsentrasjon av både enkeltkongenerene og summen av disse skal oppgis. Ved summering for klassifisering skal konsentrasjoner under kvantifiseringsgrensen regnes som 0.

Prøvene til PCB-analyse tilsettes interne standarder og ekstraheres med organiske løsemidler. Opparbeiding av prøvene, ekstraksjon og rensing av ekstrakt kan gjennomføres felles for PAH og PCB. Ekstraktene analyseres ved bruk av GC/ECD. Kvantifisering utføres ved bruk av intern og ekstern standard.

3.8.3 DDT

Denne og tilsvarende forbindelser ekstraheres og bestemmes sammen med PCB.

3.8.4 Bromorganiske forbindelser (PBDE; HBCDD og TBBPA)

Gjøres ifølge internasjonal standard ISO 22032. Standarden omfatter bestemmelse av utvalgte polybromerte difenyletere (PBDE) i sediment og slam ved hjelp av GC-MS i "electron impact" (EI) eller "negative ion chemical ionisation" (NCI) modus. Ved å benytte GC-EI-MS kan metoden brukes til å bestemme konsentrasjoner i området 0,05 - 25 µg/kg av tetra- og oktabromkongenerer, og 0,3 - 100 µg/kg av dekabromdifenyleter. Omtrent ti ganger lavere konsentrasjoner kan kvantifiseres når man benytter GC-NCI-MS.

Bromerte difenyletere ekstraheres fra den tørkede prøven ved hjelp av et organisk løsningsmiddel, for eksempel toluen eller blanding av aceton og heksan. Ekstraktet renses, for eksempel ved preparativ multilag silikagelkromatografi. Ekstraktet oppkonsentreres før analyse ved GC-EI-MS eller GC-NCI-MS. Konsentrasjonene bestemmes ved bruk av intern standard.

HBCDD kan analyseres ved at prøver tilsettes isotopmerket HBCDD-standard for kvantifisering. Deretter ekstraheres prøvene med organiske løsemidler under nitrogenstrøm, etterfulgt a opprensingsprosedyrer ved bruk av konsentrert svovelsyre og silika-kolonne for å fjerne fett og andre interferenser. Kvantifisering kan gjøres vha LC-ToF eller LC-QToF. HBCDD konsentrasjon som brukes for risikovurdering er den summ av alle isomere (α -HBCD, β -HBCD, γ -HBCD og andre).

TBBPA kan eventuelt analyseres sammen med bisfenol A. Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete fenoler som brukes i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene blir konsentrert under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre på en SPE-kolonne for å fjerne interferenser før analyse. Etter eluering fra SPE-kolonnen blir ekstraktene ytterligere konsentrert under nitrogen før de analyseres. Prøver kan analyseres med LC-QToF, eller LC-ToF. Bruk av høyopløsende massespektrometri gir best følsomhet samt en veldig liten fare for feilidentifisering pga. interferende forbindelser.

3.8.5 Dioksiner og dioksinliknende PCB

PCDF/PCDD og non-*ortho* PCB analyseres etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al (1993), Oehme et al (1994) og Schlabach et al (1995). Metoden går i korthet ut på å homogenisere prøvene i Na₂SO₄ før ekstraksjon ved direkte eluering med sykloheksan og diklormetan. ¹³C-merkede 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF tilføres som intern standard og prøvene renses vha. et multikolonnensystem med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så ved GC/MS. Resultatene oppgis som toksisitetsekvivalenter i henhold til WHO 2005 (Van den Berg et al. 2005).

3.8.6 Heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen

Disse forbindelsene ekstraheres sammen med PCB og bestemmes sammen med disse.

3.8.7 Klorerte parafiner (C10-C13 kloralkaner og mellomkjedete klorparafiner)

Sedimentprøven bør som regel tørkes før ekstraksjon, hvis ikke så må det tas av en homogen alikvot for en separat tørrvektsbestemmelse. I mangel av ¹³C-merkete forbindelser av klorerte parafiner tilsettes en ¹³C-merkete PCB-blanding som intern standard ved kvantifiseringen. Sedimentprøven soxhlet-ekstraheres først med aceton, så med sykloheksan. Etter ekstraksjon oppkonsentreres prøvene, behandles med konsentrert svovelsyre og gjennomgår en opprensning via en silika-kolonne. Før analyse med GC/MS tilsettes en gjenvinningsstandard. Bestemmelse utføres ved hjelp av gasskromatografi kombinert med henholdsvis høyoppløsende negative ionekjemisk ionisasjons-massespektrometri (GC/HRMS-NCI).

3.8.8 Lindan (heksaklorsykloheksan)

Denne forbindelsen kan ekstraheres og bestemmes sammen med PCB og rapporteres som ΣHCH (Σα-, β-, δ-, ε-, γ -HCH).

3.8.9 Oktylfenol, Nonylfenol og Dodecylfenol

Metoden er beskrevet av Meier et al. (2005). Prøven tilsettes intern standard (deutererte alkylfenoler), homogeniseres, ekstraheres med diklormetan og renses opp med GPC. Fenoler omgjøres til pentafluorbenzyl-derivater og ekstraheres ved GC/MS.

Alternativt kan alkylfenoler analyseres med andre fenoliske forbindelser (bisfenol A og/eller tetrabrom bisfenol A), hvor prøvene innledningsvis tilsettes en blanding av isotop-merkede fenol-standarder for kvantifisering. Deretter ekstraheres prøvene med organiske løsemidler og oppkonsentreres under nitrogen-strøm. Etter opprensning på SPE-kolonne analyseres prøvene vha. LC-QTOF.

3.8.10 Dodecylfenol (med isomerer)

Prøvene ekstraheres vha. løsemidelestraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensning for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.11 Klorfenoler (pentaklorfenol)

Klorfenoler ekstraheres fra sedimenter ved væske-væske ekstraksjon av den protonerte formen etter surgjøring, eller som det tilsvarende fenolationet i en alkalisk bufferløsning. Ekstraksjon med metanolisk alkali er mye brukt, selv om også andre løsningsmidler kan benyttes likeverdig. Ved bruk av gasskromatografi må de fenoliske forbindelsene først derivatiseres i alkalisk vandig løsning. Ved bruk av HPLC til kvantifiseringen er det ikke nødvendig med noen derivatisering.

3.8.12 Heksaklorbutadien

Prøvene ekstraheres vha. løsemidelestraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensning for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.13 Triklorbenzen

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.14 Alaklor

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.15 Klorfeninfos

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.16 Klorpyrifos

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.17 Endosulfan

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.18 Triflualin

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.19 DEHP

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.20 Perfluoroalkylsubstanser (PFOS og PFOA)

Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete PFAS. Prøvene ekstraheres med organiske løsemidler. Det benyttes buffere for pH kontroll. Ekstraktene renses ved hjelp av fastfase ekstraksjon (SPE). Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen før de analyseres. PFOS analyseres ved hjelp av LC/MS/MS (ESI negativ mode), eventuelt LCqTOF-MS.

3.8.21 Bisfenol A

Før ekstraksjon tilsettes det en blanding av isotopmerkete fenoler som brukes i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene blir konsentrert under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre på en SPE-kolonne for å fjerne interferenser før analyse. Etter eluering fra SPE kolonnen blir ekstraktene ytterligere konsentrert under nitrogen før de analyseres. Prøver kan analyseres med GC-MS, LC-QToF, eller LC-ToF. Bruk av høyopløsende massespektrometri gir best følsomhet samt en veldig liten fare for feilidentifisering pga. interfererende forbindelser.

3.8.22 D5 (decamethylcyclopentasiloxane)

Ekstraksjon og kvantifisering av siloksaner kan gjøres basert på væske/væske-ekstraksjon, i tillegg til headspace ekstraksjonsteknikker. Analyse av siloksaner kan utføres ved hjelp av gasskromatografi med massespektrometrisk deteksjon (GC-MS). Det gjøres igjen oppmerksom på den store kontamineringsfaren ved håndtering av prøver for siloksananalyse.

3.8.23 Triklosan

Prøver ekstraheres med organiske løsemidler og renses for å fjerne interferenser før gjentatt oppkonsentrering av ekstraktet. Deretter byttes det til metanol/vann. Ekstraherte prøver analyseres med LC/MS/MS.

3.8.24 TCEP

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. GC/MS.

3.8.25 Diflubenzuron

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.26 Teflubenzuron

Prøvene ekstraheres vha. løsemiddelekstraksjon. Deretter gjennomgår ekstraktene en opprensing for å fjerne svovel og andre potensielle forstyrrelser, f.eks. vha. silika- eller GPC-kolonne. Ekstraktene oppkonsentreres under nitrogen-strøm før analyse. Analyse gjøres f. eks. vha. LC/MS.

3.8.27 Irgarol (Cybutryn)

Før ekstraksjon tilsettes det intern standard til bruk i kvantifisering. Prøvene blir ekstrahert med organiske løsemidler og ekstraktene konsentreres under nitrogen etterfulgt av en renseprosedyre med fastfase ekstraksjons-kolonner for å fjerne interferenser før analyse. Irgarol kan kvantifiseres på LC/MS/MS.

4. Toksisitetstester

De fleste av testene anvender på en eller annen måte rent sjøvann. Det settes ikke spesifikke krav til sjøvannskvaliteten i dette dokumentet. Det forutsettes at laboratoriet kan dokumentere at sjøvannskvaliteten er under kontroll og tilfredsstillende de krav som er nødvendig for ikke å påvirke resultatene.

4.1 Toksisitet overfor *Skeletonema costatum*

Toksisitetstesten utføres i henhold til den internasjonale standarden ISO 10253. Porevannet (se ekstraksjon kapittel 2.5) tilsettes konsentrerte stamløsninger av næringsalter og fortynnes i rent sjøvann med de samme næringsalttilsetningene til ulike konsentrasjoner i området 10-100 % eller hvis nødvendig lavere. Kontroller i rent sjøvannmedium inngår også i oppsettet. Løsningene podes med alger fra en eksponensielt voksende kultur av *Skeletonema costatum* og inkuberes i konstant lys ved ca. 20 °C. Algenes vekst registreres ved telling eller andre indirekte målemetoder i 3 døgn og veksthastigheten beregnes. Veksthemming i de ulike kulturene beregnes som reduksjonen i veksthastighet i forhold til kontrollkulturene. Veksthemmingen plottes mot konsentrasjonen av porevann, og konsentrasjonen som gir 50 % veksthemming (EC₅₀) bestemmes. Dersom veksthemmingen fra uforynnnet porevann er < 50 % ansees risikoen for ubetydelig. Fra EC50 beregnes TU=100/EC50 for å få en enhet som er proporsjonal med toksisiteten. Testen utføres med minst tre replikater for hver konsentrasjon av porevann.

4.2 Toksisitet overfor *Tisbe battagliai*

Toksisitetstesten utføres i henhold til ISO (1999). Water Quality - Determination of acute lethal toxicity to marine copepods (Copepoda, Crustacea) International Standard, ISO 14669. Standarden beskriver bestemmelse av akutt toksisitet overfor en av tre angitte arter av marine hoppekreps. For porevannstesten er copepoditt-stadiet av arten *Tisbe battagliai* anbefalt. Forsøksdyrene eksponeres for en fortyningsserie av porevann med filtrert sjøvann ved 20 °C og vekslende lys/mørke. Prosent dødelighet registreres etter 24 og 48 timer som grunnlag for å beregne 24 t LC50 og 48 t LC50. TU beregnes som 100/LC50. Et krav til gyldig test er at dødeligheten i kontrollsituasjonen (rent sjøvann) ikke er over 10 %.

4.3 Toksisitet overfor larver av *Crassostrea gigas*

Toksisitetstesten er basert på følgende standarder:

- Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.1055 Bivalve Acute Toxicity Test (Embryo-Larval). EPA712-C-96-160 April 1996
http://www.epa.gov/ocspp/pubs/frs/publications/OPPTS_Harmonized/850_Ecological_Effects_Test_Guidelines/Drafts/850-1055.pdf
- ASTM (2004) [ASTM E724 - 98\(2004\) Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests Starting with Embryos of Four Species of Saltwater Bivalve Molluscs](http://www.astm.org/Standards/E724.htm)
<http://www.astm.org/Standards/E724.htm>

Testen måler akutt toksisitet av porevannet (48 t EC50) overfor utvikling av larver fra Stillehavsstøsters *Crassostrea gigas*. Denne arten har nå etablert seg også i Norge. Larvene produseres direkte for selve testen fra voksne hanner og hunner som stimuleres til gyting ved heving av temperaturen. Suspensjoner av egg og spermier blandes og suspensjonen av befruktete egg holdes ved 20 °C til de brukes. Suspensjonen tilsettes en fortykningsserie av porevannet med filtrert sjøvann og etter 48 timer tas prøver ut og fikseres. Normalt og unormalt utviklede larver identifiseres og telles i mikroskop. Prosent unormalt utviklede larver brukes for beregning av EC50. TU beregnes som 100/LC50. Et krav til gyldig test er at dødeligheten i kontrollsituasjonen (rent sjøvann) ikke er over 30 %.

4.4 Dioxin Receptor CALUX test

DR-CALUX-testen er en rapport-gen test som indikerer aktivering av AhR (aryl- hydrokarbon-reseptoren) som følge av binding til dioksinlignende stoffer (plane PCBer og dioksiner). Det dannede komplekset påvirker DNA i cellekjernen. Analysen konverterer denne påvirkningen til en proporsjonal produksjon av enzymet luciferase som måles i et luminometer gjennom lysutsendelse etter tilsetning av substratet luciferin. I testen benyttes en spesiell cellelinje (DR-CALUX celler) som er kommersielt tilgjengelig. Resultatet av testen angis som TCDD-ekvivalenter. For ytterligere informasjon om DR-CALUX testen henvises til <http://www.biodetectionsystems.com>

4.5 Helsediment-tester

Testene er ikke beskrevet i norsk eller internasjonal standard. I begge testene måles atferd og overlevelse av testorganismen i direkte kontakt med det aktuelle sedimentet. En dødelighet på over 20 % regnes som signifikant og brukes i Trinn 2 som grenseverdi for uakseptabel økologisk risiko.

4.5.1 Test med *Arenicola marina*

Arenicola marina (fjæremark) er børstemark som lever nedgravd i sedimentet og finnes fra fjæra og ned til 20 meter. Der ligger de i U-formede, slamkledde rør. De spiser løst organisk materiale og store mengder passerer tarmen daglig. Det ufordøyde materialet kan ses på toppen av sedimentet som små "spagettlignende" hauger. Arten er utbredt langs hele norskekysten og finnes fra Middelhavet til Arktis.

De aktuelle sedimentene homogeniseres for eksempel hjelp av en elektrisk drill påmontert en malingblander (kun til sediment-bruk). Prøver av helsedimentet fordeles i minst 7 cm tykkelse i 3 replikate kar (små kvadratiske, av plast). Et rent "referanse-sediment" benyttes som kontroll. Rent sjøvann tilsettes til minst 12 cm fra bunnen av karene. Oksygenforsyning besørages ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). Fjæremarken tilsettes karene påfølgende døgn, 5 individer i hvert akvarium. Forsøksdyrenes atferd og aktivitet observeres i løpet av forsøket ved å registrere antall dyr som ikke graver seg ned i sedimentet samt volumet av "ekskrement-hauger" på sedimentoverflaten. Ekskrementmengden i testakvariene klassifiseres i forhold til ekskrementmengden i kontrollsedimentet etter en enkel semikvantitativ skala: 2: lik kontrollen, 1: klart mindre enn kontrollen og 3: ingen ekskrementer. Eksponeringen avsluttes etter 10 dager. Individuelle mark siles forsiktig fra sedimentet og antall levende og døde individer registreres.

4.5.2 Test med *Corophium volutator*

Corophium sp. er små krepsdyr (amfipoder) som lever i rør i sedimentet, ofte i store tettheter. Ved hjelp av egne ekskrementer former den U-rør i sanden. Ved fjære trekker den ned i røret, og åpningen kan ofte ses på overflaten av sedimentet. *Corophium* sp. finnes fra Middelhavet til norskekysten.

De aktuelle sedimentene homogeniseres som i *Arenicola*-testen. Deretter overføres 250-300 ml prøver til 3 replikate begerglass for hvert sediment. Rent sjøvann tilsettes til et totalvolum på 800 ml. Oksygenforsyning blir besørget ved luftbobling (akvariepumper med svak luftstrøm). 20 individer av amfipodene tilsettes i hvert begerglass påfølgende døgn. Tidspunkt for tilsetning av *Corophium* noteres for hvert begerglass. Amfipodenes evne til å grave seg ned registreres ved å observere antall individer på sedimentoverflaten og i vannsøylen etter 1 dag. Eksponeringen avsluttes etter 10 dager, og antall individer på sedimentoverflaten og i vannsøylen registreres. Individuelle *Corophium* siles forsiktig fra sedimentet/vannet og antallet levende og døde registreres.

5. Bioakkumuleringstest

Det er mest hensiktsmessig å estimere biotilgjengelighet ved å måle opptak eller akkumulering av spesifikke miljøgifter i sedimentlevende organismer.

Målingene gjøres i et standardisert testsystem for testing av biotilgjengeligheten av miljøgifter i marine sedimenter. Testsystemet er utviklet av US EPA (Lee et al. 1991) og tilpasset norske forhold (Hylland, 1996). Eksempler på bruk er gitt av Knutzen et al. (1995), Skei og Andersen, (1996), Johnsen et al. (1996), Skei et al. (2002) og Schaanning et al. (2002). To bunndyrarter, flerbørstemarken *Hediste diversicolor* og nettsnegl *Hinia reticulata* brukes. Begge artene er meget vanlige på grunt vann langs norskekysten og er tolerante overfor lave saltholdigheter. Ingen av artene lever direkte av sediment. *H. diversicolor* lever trolig hovedsakelig av mindre organismer. *H. reticulata* er åtseleter og rovdyr, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale fra sediment. Årsaken til at det benyttes to organismer er at det kan være til dels store artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter. Børstemark og bløtdyr representerer to viktige grupper i marine sedimentsystemer.

Forsøket utføres i glassakvarier med ca. 300 cm² bunnareal. De aktuelle sedimentene homogeniseres med hjelp av en elektrisk drill påmontert en malingblander (kun til sediment-bruk). Ca. 1,2 liter sediment tilsettes hvert av akvariene (3 akvarier per sediment/stasjon). Prøver av sedimentene blir samtidig tatt ut til kjemisk analyse. Akvariene plasseres i temperaturregulert vannbad og tilføres rent sjøvann over sedimentet. Vannfasen blir kontinuerlig skiftet ut gjennom forsøket. 20 børstemark og 10 snegl settes til i hvert akvarium. Etter 30 dagers eksponering siles dyrene ut og børstemarkene oppbevares i et begerglass med rent sjøvann i 6-12 timer for å tømme eventuelle rester av sediment i tarmen. Sneglene blir tatt ut av skallet ved hjelp av en nøtteknekker. Erfaring tilsier at det ikke er behov for at nettsnegl går seg tomme for tarminnhold (de spiser ikke sedimentpartikler). Deretter blir alle dyrene fordelt på prøveglass og oppbevares frosset før analyse. Kjemiske analyser av organismene blir utført etter standard prosedyre for analyse av biologisk materiale.

6. Måling av porevann

Erfaring tilsier at K_d -verdiene kan variere veldig mye i sediment med gammel forurensning eller der forurensningen er sterkt bundet til kullholdig partikulært materiale eller sotkarbon (opptil en faktor 100 eller mer). Istedenfor å bruke standard K_d -verdier kan det derfor være hensiktsmessig å bestemme fordelingskoeffisienter ved å måle porevannskonsentrasjon og beregne K_d -verdien, basert på fordeling mellom konsentrasjon av forurensning i sediment og vann:

$$K_d = \frac{C_{sed}}{C_{pv}}$$

6.1 Organiske miljøgifter

Vanligvis er porevannskonsentrasjonen for organiske miljøgifter målt ved å bruke en langtids ristetest, hvor sediment og vann blandes godt og ristes til likevekt er oppnådd mellom sediment- og vannfasen. Deretter måles konsentrasjonen i vannfasen. En ulempe med denne metoden er at det kreves relativt store mengder sediment for å oppnå en porevannskonsentrasjon over deteksjonsgrensen, i tillegg kan det være vanskelig å fjerne kolloidal partikler som dermed gir en tilsynelatende høyere porevannskonsentrasjon. Et alternativ er å blande et tredje faststoff inn i sediment/vann-blanding, som også oppnår likevekt i forhold til sediment- og vannfasen. Aktuelle stoffer for fastfase ekstraksjon av PAH, PCBs, dioksiner og PBDE, og som er godt dokumentert i litteraturen er LPDE (low density polyethylene), POM (polyoxymethylene) og SPME (solid-phase micro-extraction) (fibre laget av polydimethylsiloxane - PDMS). Løste konsentrasjoner av organiske miljøgifter beregnes fra mengde stoff som er tatt opp i fastfasepolymeren og etablerte fordelingskoeffisienter mellom polymeren og vann:

$$C_{pv} = \frac{C_{polymer}}{K_{polymer}}$$

Fordelene med slike polymer baserte ekstraksjonsmetoder, er at de gir ingen sorpsjon til løst organiske karbon eller sotkarbon, samt at man kan måle lave porevannkonsentrasjoner. Fordelingskoeffisienten $K_{polymer}$ er både avhengig av hvilket stoff man ønsker å måle og type polymer man bruker.

6.2 Metaller

For uorganiske miljøgifter er variasjon i K_d -verdiene forårsaket av sedimentets egenskaper, pH, redoksforholdene, samt ligandkonsentrasjoner, som SO_4^{2-} , Cl^- , S^{2-} eller løst organisk karbon (DOM). Også andre kationer som Ca^{2+} eller Mg^{2+} vil påvirke K_d . Derfor er det svært vanskelig å måle porevannskonsentrasjon av metaller i en ristetest med blanding av vann og sediment uten å endre de naturlige sedimentforholdene. En fordel med analyse av tungmetaller er at det kreves relativt lite vann, slik at det er mulig å få tilstrekkelig stor vannprøve ved å sentrifugere sedimentprøven. Rene plastflasker fylles med sediment umiddelbart etter prøvetakingen og sentrifugeres. Vannfasen tas av og tilsettes syre og er deretter klar for analyse.

7. Referanser

- Boudreau, B. D. og Jørgensen, B.B. (2001). The benthic boundary layer Transport Processes and Biogeochemistry. Oxford University Press. Oxford.
- Buchanan, J.B., 1984. Sediment analysis. In: Holme, N.S. & A.D. McIntyre (Eds.) "Methods for the study of marine benthos". Second edition. IBP Handbook 16. Blackwell Scientific Publications. Oxford, U.K. pp. 41-65.
- Hylland, K. 1996. Bioakkumulering av miljøgifter fra marine sediment - etablering av et testsystem. NIVA-rapport 3537.
- Johnsen, T. M., Schaanning, M., Hylland, K. 1996. Kobberbelastning i forbindelse med vasking og impregnering av fiskenøter. NIVA-rapport lnr 3483.
- Knutzen, J., Skei, J., Johnsen, T. M., Hylland, K., Klungsøyr, J., Schlabach, M. 1995. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport lnr 3351.
- Lee, H., Boese, B.L., Pelletier, J., Winsor, M., Specht, D. T., Randall, R.C. 1991. Guidance manual: bedded sediment bioaccumulation tests. EPA/600/x-89/302.
- Meier, K., Klungsøyr, J., Boitsom, S., Eide, T., og S. Svardal. 2005. Gas chromatography - mass spectrometry analysis of alkylphenols in cod (*Gadus morhua*) as pentafluorobenzoate derivatives. J Chromatogr A 1062: 255-268.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalenes in cod liver samples from Norway. Organohalogen Compounds 24:489-492.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.
- Skei, J., Andersen, L. 1996. Nedbryting av DDT i sedimenter og bioakkumulering i sedimentlevende dyr. NIVA-rapport lnr 3531.
- Skei, J., Olsgard, F., Ruus, A., Oug, E., Rygg, B. 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden. Miljødirektorat-rapport TA-nr 1864/2002. 106 s.
- Tollefsen, K.-E., Mathisen, R., Stenersen, J. 2003. Induction of vitellogenin synthesis in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) hepatocyte culture: A sensitive in vitro bioassay for the oestrogenic and anti-oestrogenic activity of chemicals. *Biomarkers* 8:394-407.

Van den Berg M, Birnbaum LS, Denison M, De Vito M, Farland W, Feeley F, Fiedler H, Hakansson H, Hanberg A, Haws L, Rose M, Safe S, Schrenk D, Tohyama C, Tritscher A, Tuomisto J, Tysklind M, Walker N, Peterson RE. 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds, *Toxicol. Sci.* 93:223-241.

8. Aktuelle standarder

Norsk Standard NS-EN 1483. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 4764. Vannundersøkelse. Tørrstoff og gløderest i vannslam og sedimenter. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 4770. Vannundersøkelse. Bestemmelse av metaller ved atomabsorpsjonspektrofotometri i flamme. Generelle prinsipper og retningslinjer. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 5667-19:2004. Water quality - sampling - Part 19: Guidance on sampling in marine sediments (erstatte NS 9422)

Norsk Standard NS 8015 Geoteknisk prøving. Laboratoriemetoder. Bestemmelse av udrenert skjærstyrke ved konusprøving. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 9410:2007. Miljøovervåking av bunnpåvirkning fra marine matfiskanlegg. Standard Norge.

Norsk Standard NS 9420. retningslinjer for feltarbeid i forbindelse med miljøovervåking og -kartlegging. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS 9423. Vannundersøkelse. Retningslinjer for kvantitative undersøkelser av sublitoral bløtbunnsfauna i marint miljø. Norges Standardiseringsforbund. (Erstattet av NS-EN ISO 16665 i februar 2006).

Norsk Standard NS 9815. Gasskromatografisk analyse for bestemmelse av PAH. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 11885. Water quality. Determination of 33 elements by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy. International Organization for Standardization 11885:1998.

Norsk Standard NS-EN 12457 Karakterisering av avfall - Utlekking - Samsvarsprøving for utlekking av granulært avfallsmateriale og slam. Norges Standardiseringsforbund.

Norsk Standard NS-EN ISO 16665. Water Quality - Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft-bottom macrofauna. International Organization for Standardization 16665:2005.

Norsk Standard NS-EN ISO 17353 Bestemmelse av utvalgte organiske tinnforbindelser -
Gasskromatografisk metode. International Organization for Standardization 17353:2004.

OSPAR 1999. JAMP Guidelines for monitoring contaminants in biota. OSPAR Ref 1999/2.

ISO 10253. Water Quality - Marine algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and
Phaeodactylum tricornutum. International Organization for Standardization 10253:2006.

ISO 22032. Determination of selected polybrominated diphenyl ethers in sediment and sewage
sludge - Method using extraction and gas chromatography/mass spectrometry.
International Organization for Standardization 22032:2006.

Vedlegg IX - Transport som følge av skipsoppvirvling

Innhold

1. Bakgrunn	86
2. Generelt om erosjon av sedimenter.....	86
3. Oppvirvling fra skipstrafikk	89
3.1 Modellering av vannstrøm ved propellfremdrift	89
3.2 Vannjet.....	90
3.3 Strømhastigheter generert av propelldrevne skip	91
3.4 Erfaringer fra feltstudier.....	94
3.5 Modelleringen versus feltstudier i Sandefjord	94
3.5.1 Beregninger basert på feltstudiene i Sandefjord.....	94
3.5.2 Beregninger basert på modellbetraktningene	95
3.5.3 Sammenlikning av beregningsmåtene	96
4. Beregningsverktøy og sjablongverdier	96
5. Konklusjoner og anbefalinger	98
6. Referanser	99

1. Bakgrunn

En av spredningsveiene for miljøgifter fra sedimenter er oppvirvling fra skipstrafikk. Felt observasjoner har vist at mengde sediment som virvles opp varierer mye og er lite forutsigbart. Denne utredningen gir et estimat av oppvirvling ved å benytte erfaringer fra feltundersøkelser samt litteraturstudier

Av litteraturstudier er mye samlet i Bjerknes (2002). Det foreligger mye litteratur fra flere tiår tilbake når det gjelder erosjon av sandige ikke-kohesive sedimenter. Materialet som omfatter kohesive, leirige sedimenter er mye mindre omfattende.

Hovedspørsmålet som søkes belyst i denne utredningen er hvilke strømhastigheter som genereres av skip som legger til og fra kai og i hvilken grad vil disse strømhastighetene kunne gi oppvirvling av bunnsedimentene. Videre hvilken betydning har vanddyp, sedimentbeskaffenhet og skipsstørrelse for oppvirvling.

2. Generelt om erosjon av sedimenter

Erosjon av bunnsedimenter oppstår når kraften (skjærspenningen) i overliggende vannmasser (løft og drag) er større enn motstanden i sedimentene som skyldes vekten av sedimentkornene og friksjon (van Rijn 1993).

Når partikler begynner å virvles opp fra sedimentoverflaten har skjærspenningen nådd en terskelverdi, kjent som "kritisk skjærspenning". Skjærspenningen τ (kraft/areal) uttrykkes ofte ved friksjonshastighet U_* (lengde/tidsenhet). Sammenhengen mellom skjærspenning og friksjonshastighet kan uttrykkes som:

$$U_*^2 = \frac{\tau}{\rho},$$

hvor ρ er vannets tetthet.

Bølger og turbulent strøm (ofte skipsgenerert) forårsaker skjærspenninger ved sedimentoverflaten og er de dominerende kreftene som gir erosjon. Steds spesifikke sedimentkarakteristika som partikkelstørrelsesfordeling, partikkeltetthet, kohesivitet, vanninnhold og biologisk aktivitet kontrollerer motstanden mot erosjon. Disse karakteristika har betydning for friksjonen mot bunnen som igjen skaper turbulens. Sammenhengen mellom skjærspenning og strømhastighet U ved turbulent strøm kan uttrykkes:

$$\tau_0 = \rho \cdot c \cdot U^2$$

Koeffisienten c er en funksjon av avstand z til sedimentoverflaten og ujevnheter eller ruheten i sedimentoverflaten.

$$c = \left(\frac{\kappa}{\ln(z/z_0)} \right)^2$$

κ er von Karmans konstant (0,4) og z_0 er et mål på ruheten, empirisk bestemt til $z_0 = D/30$ hvor D er typisk størrelse på ujevnheter som eks. formasjoner i overflaten eller partikkeldiameter (Bjerkeng 2002).

De fleste erosjonsstudier tar for seg ikke-kohesive (sandige) sedimenter, hvor sedimentene opptrer som enkeltkorn. Kritiske strømhastigheter for slike sedimenter er gjengitt i Tabell IX.1 etter Bjerkeng (2002).

Tabell IX.1. Sammenhengen mellom økende partikkelstørrelse (D) og kritisk hastighet (U_c) og skjærspenning (τ_c) for partikler med tetthet 2.6 ganger vannets tetthet (etter Bjerkeng 2002).

D μm	U_c m/s	τ_c Pa
0.5	0.004	0.01
2	0.005	0.02
15	0.007	0.05
62.5	0.010	0.09
300	0.013	0.17
<300	0.014	0.19
750	0.019	0.37
3 000	0.048	2.3
7 000	0.083	6.8
7 000	0.082	6.8
30 000	0.171	29.1
100 000	0.312	97

Sedimentene i norske fjorder og havner er imidlertid i de fleste tilfeller kohesive, dvs. sedimentpartiklene opptrer ikke som individuelle partikler, men kleber seg sammen og danner aggregater eller fnokker på grunn av de elektrokjemisk frastøtende og tiltrekkende kreftene som opptrer mellom partiklene. Naturlige sedimenter i norske fjorder og havner består som oftest av en blanding av leire, fin silt og sand. Kohesjon begynner å gjøre seg gjeldende når et sediment inneholder mer enn 5 - 10 % leire (vekt %) (Dyer 1986).

De sterke bindingene i kohesive sedimenter gjør at sedimentkornene ikke eroderes på samme måten som ikke-kohesive (sand) sedimenter. Erosjonen av kohesive sedimenter beskrives gjerne som to hovedtyper: Type I overflateerosjon og Type II masseerosjon (Mehta et al 1982). Type I erosjon forekommer når kritisk skjærspenning øker nedover i sedimentet som følge av konsolidering. Ved Type I erosjon er erosjonsraten høy i starten og avtar etter hvert. Type II erosjon kan også være høy i starten, men avtar ikke etter hvert, sedimentene fortsetter å eroderes. Dette skjer når skjærspenningen overskrider kritisk skjærspenning betydelig (Paterson & Black 1999).

Fra eksperimentelle erosjonsstudier med kohesive sedimenter er det ved de helt lave strømhastighetene observert at aggregater forsiktig blir løftet opp fra bunnen, De danner tynt, nærmest "tåkeaktig" lag (fluff-laget), men de blir ikke transportert bort (Lintern et al 2002). Etter hvert som strømhastigheten øker, øker størrelsen på aggregatene som løftes. Ved kritisk hastighet løsner lag av sedimentene. Hvis hastigheten øker ytterligere blir overflaten flytende og lag av sedimentene fortsetter å eroderes. Ved svært høye hastigheter kollapser overflaten og erosjonen går flere cm dypt. Dette forløpet har også vært observert under forsøk med sedimenter fra Oslo Havn (upubliserte data og observasjoner fra erosjonsforsøk ved NIVAs Marin forskningsstasjon Solbergstrand 2002).

I litteraturen anslås kritisk strømhastighet for fluff-laget i overflatesedimenter til 0,5 cm/s (Ziervogel og Bohling 2003) og < 0,3 m/s (Amos et al. 1997). Gjentatte hyppige forstyrrelser av sedimentene forhindrer konsolidering og øker derved erosiviteten. Erosjonseksperimenter av kohesive sedimenter *in situ* har viste en kritisk strømhastighet for erosjon på 30 cm/s ved første gangs oppvirvling og en halvering til 15,7 cm/s ved annengangs oppvirvling (Widdows et al 1998a). Ved gjentatte oppvirvlingsforsøk med en ukes mellomrom sank kritisk hastighet ytterligere ned til 14 og 12 cm/s.

Litteraturgjennomgang av Bjerkeng (2002 og referanser i denne) viser at kritisk strømhastighet for erosjon av kohesive sedimenter varierer fra 0,1 - 1 m/s. Variasjonene i erosivitet er avhengig av ulike sedimentegenskaper:

- Noen undersøkelser viser at en viss innblanding av sand i leire reduserer erosiviteten. Det antydes at kritisk skjærspenning kan være 30 - 40 ganger større for sandblandet leire enn for ren leire eller ren sand (Mitchener og Torfs 1996).
- Ut i fra kjennskapen til at leirmineraler fnokker ved introduksjon av salt kan man forvente at saltholdigheten i porevannet har betydning for erosjon av kohesive sedimenter. Forsøk av Gularte og medarbeidere (1980) har vist at kritisk skjærspenning for erosjon av kohesive sedimenter øker opp til en saltholdighet på 10. Dette forholdet kan være av betydning for havnesedimenter ved utløpet av elver.
- Biologisk aktivitet i sedimentene eller på sedimentoverflaten kan virke både stabiliserende og destabiliserende. Benthiske diatomeer er ansett å være en av de viktigste organismene for stabilisering av sedimenter ved at de skiller ut ekstracellulære polymere substanser (Holland et al 1974 og Grant et al 1986). Benthisk makrofauna kan også virke stabiliserende ved at sedimentpartikler kittes sammen av sekretet som benyttes til å lage rør på og i sedimentet (Yingst og Rhoads 1978). I de fleste tilfeller fører den biologiske aktiviteten til destabilisering av sedimentene ved pelletsproduksjon, beiting og bioturbasjon (Gerdol og Huges 1994, Widdows et al 1998b, Andersen 2001)

Kritisk skjærspenning eller terskelverdien for erosjon er et mål for å kvantifisere erosiviteten av en sedimentoverflate og sier noe om stabiliteten i det helt øvre sedimentlaget. Et annet mål er erosjonsraten, som definerer mengde materiale erodert per tidsenhet og areal for en gitt skjærspenning (Amos et al. 1997). Sistnevnte beskriver stabiliteten av overflatesedimentene under det helt øvre laget. Undersøkelser av Amos (1997) viser at gjennomsnittlig erosjonsrate varierer mellom 1,4 - 7,4 x 10⁻⁴ kg/m²/s uavhengig av strømstyrke og skjærstyrke for sedimentet.

3. Oppvirvling fra skipstrafikk

I havneområder er strøm og bølger generert av skip en av årsakene til oppvirvling av bunnsedimenter. I denne sammenhengen er spørsmålet hvilke strømhastigheter som oppstår langs bunn når skip legger til og fra kai viktig. Dette vil være avhengig av skipstørrelse, hvor dypt skipet går, fremdriftsform (propell eller vannjet), motorkraft og propellstørrelse og -utforming. Skipsbevegelser kan tenkes å medføre erosjon og oppvirvling av sedimenter på tre forskjellige måter (Bjerkeng 2002):

- Utstrømming fra fremdriftsenhet (propell eller vannjet).
- Innsugning til propell eller vannjet.
- Strømning rundt skip i bevegelse for å kompensere forflytningen av det nedsenkede volumet.

3.1 Modellering av vannstrøm ved propellfremdrift

Basert på tilgjengelige modeller (Liou og Herbich 1976, Blaauw og van de Kaa 1978) tilpasset og bearbeidet i Bjerkeng (2002) og i Klingenberg Holme (2002) er det mulig å beregne

økningen i strømningshastighet ΔV_{prop} rett bak en propell som en funksjon av propelldiameter (D) og tilført kraft (W). Beregningene er basert på at foran en propell i arbeid er det et overtrykk og bak propellen er det et undertrykk. Trykkforskjellen driver båten fremover. Bak propellen der vanntrykket er utlignet vil hastigheten i vannstrømmen (ΔV_{bak}) være 2 ganger større enn økningen i vannhastigheten gjennom propellen (ΔV_{prop}):

$$\Delta V_{bak} = 2 \cdot \Delta V_{prop}$$

Videre vil diameteren på strålen (D_0) bak propellen der trykket er utlignet være redusert:

$$D_0 = \frac{D}{\sqrt{2}}$$

Vannet ut fra en propell går ut som en roterende turbulent stråle. Strålen river med seg omkringliggende vann pga viskositeten i vannet, og vokser i omkrets i økende avstand fra propellen samtidig som bevegelsesenergien gradvis tapes ved overgang til virvler og turbulens (Bjerkeng 2002). Hastighetsfordelingen i strålen endres da gradvis til en Gauss- eller normalfordeling (Klingenberg Holme 2002). Innenfor en avstand x fra utgangspunktet vil kjernen av strålen ha den opprinnelige hastigheten, men denne kjernen har en lineært avtagende radius:

$$r_0(x) = \frac{D_0}{2 - cx}$$

I følge Blaauw og van de Kaa (1978) er etableringssonen for en propellstråle ca 2,8 ganger strålediameteren D_0 . Dette gir koeffisienten $c = 0,18$.

Rundt kjernen hvor hastigheten er normalfordelt vil en ha en hastighet for $x < x_0$ gitt ved:

$$V(x, r) = \Delta V_{bak} \exp \left(-\frac{1}{2} \left(r - \frac{D_0}{2} + cx \right)^2 / (cx)^2 \right)$$

I avstanden $x_0 = \frac{D_0}{2c}$, vil hele strålen være normalfordelt, og senterhastigheten vil avta med økende stråleradius. For $x > x_0$, blir hastigheten gitt ved:

$$V(x, r) = \Delta V_{bak} \cdot \frac{D_0}{2cx} \exp \left(-\frac{r^2}{2(cx)^2} \right)$$

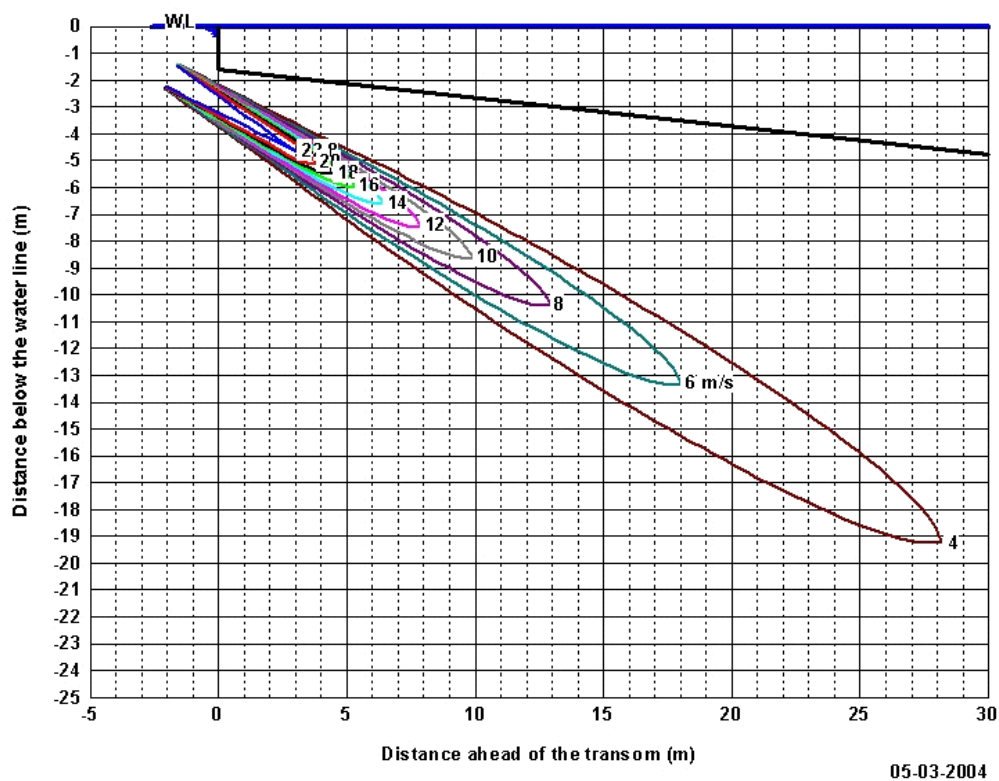
3.2 Vannjet

Dagens hurtigbåter, både passasjerbåter og enkelte bilferger, drives i stor grad av vannjet. Kunnskapen om erosjonspåvirkning fra skip stammer i stor grad fra propellfremdrift og modellbeskrivelsen ovenfor er basert på slik fremdrift.

Det finnes forskjellige typer vannjet og konstruksjonsmåten kan være noe forskjellig hovedsakelig på hvordan reverseringsskjoldet er utformet og fungerer. På skip med vannjet suges vannet inn gjennom et hull i bunnen på skroget hvoretter det passerer en "skovl" som pumper vannet ut med høy hastighet i en jetstråle. En vannjetstråle med en diameter på 1 meter kan ha en motoreffekt bak seg på for eksempel 20.000 HK. Et propelldrevet skip med en slik motoreffekt vil kunne ha en propelldiameter på 4-8 meter. Vannhastigheten i en vannjet er også mye høyere enn for propeller. Vanlig vannhastighet fra en propell er 8-10 m/s mens en vannjet fort kommer opp i 25 m/s.

Vannjetutløpet er montert i vannflaten og ligger derfor langt over skipet bunn til forskjell fra en propell. Derfor er ikke erosjonsfaren fra en vannjet noe problem under fart forover. Det er først når skipet skal bremse opp og manøvrere at erosjonskraften blir stor. Normalt når motoren går og båten ligger stille er vannjetten aktiv. For at båten ikke skal bevege seg står skjoldet i en slik posisjon at vannstrålen er retta nedover. Dette kan gi kraftig erosjonseffekt. Det samme skjer når skipet bremser opp eller bakker, da rettes strålen på skrå nedover, ofte rundt 45 grader og motorkraften økes. Figur IX.1 viser strømhastigheter i ulike avstander fra en større vannjetmotor med utgangshastighet på jetstrålen på 25 m/sek. Figuren indikerer at en slik vannjet vil kunne erodere sedimenter også på dypere vann enn 20 m, men at området som eroderes i en hendelse kan være relativt begrenset. Erosjonsproblemet er kjent i fagkretser og en ser derfor på utforming av reverseringsskjoldet for å begrense den vertikale farten uten at det i vesentlig grad går på bekostning av reverseringsevnen.

Inntil man får bedre grunnlag for å estimere effekter av vannjet anbefales det at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propeldrevne båter og beregner erosjonen deretter.



Figur IX.1 Vertikal og horisontal utbredelse av strømhastigheter under en Kamewa vannjet med utgangshastighet på jetstrålen på 25 m/sek. (T. Lundestad, pers medd.)

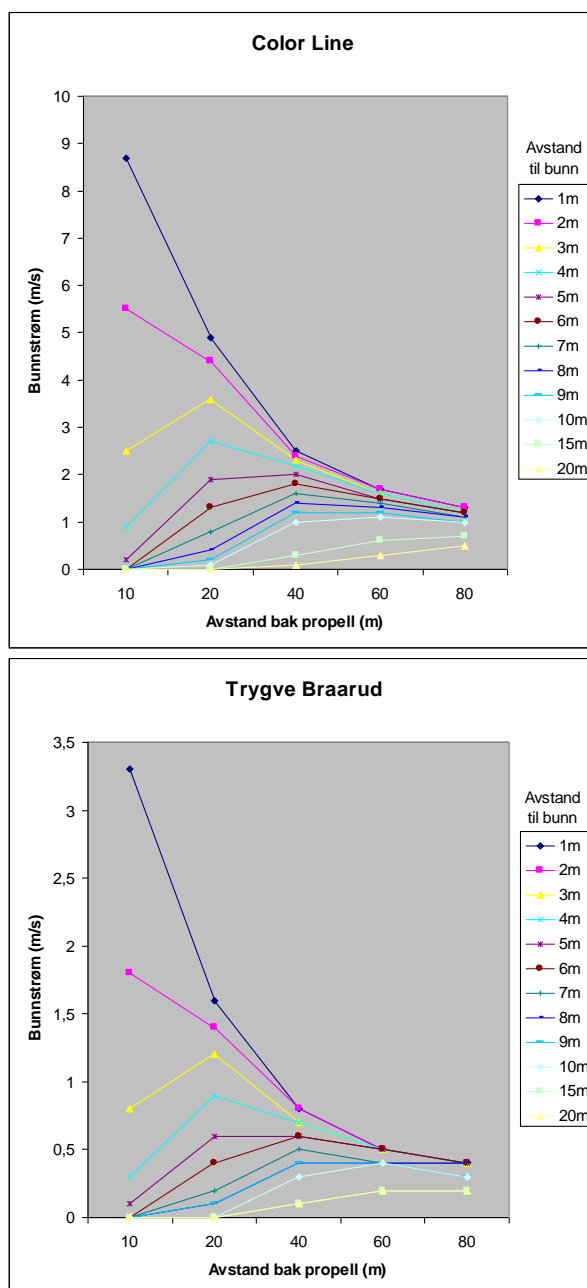
3.3 Strømhastigheter generert av propeldrevne skip

Når skip er i fart vil strømhastigheten i vannet generert av propellen bli mindre enn hvis skipet ligger stille eller manøvrerer ved kai. Når propellen brukes til å akselerere, bremse eller dreie skip som ligger stille eller har lave hastigheter kan det ved innsug av vann mot propellen oppstå en ”skypumpe”-effekt (Bjerkeng 2002). For slike tilfeller er det vanskelig å beregne hvor store hastigheter som kan oppstå ved bunn, men vi antar at den ligger innenfor hastighetene gitt i [Figur IX.2](#).

I det følgende er det beregnet hastigheter som kan oppstå ved bunn ut i fra spesifikke skipsdata for to typer skip, M/S Color Line Christian IV (heretter kalt Color Line) og F/F Trygve Braarud (Universitetet i Oslo) (Tabell IX.2). Skipene er av to forskjellige størrelser og representerer kanskje ytterpunktene av propeldrevne skip som normalt legger til i norske havner. Resultatene er vist i [Figur IX.2](#).

Tabell IX.2. Skipsspesifikke data for M/S Color Line og F/F Trygve Braarud

Båttype	Brutto tonn	Bredde / Lengde (m)	Dypgang (m)	Motorkraft (kW)	Propell-diam (m)	Propelldyp (ytterkant blad) (m)
M/S Color Line	22000	24,7 / 153,4	5,8	7750	3,6	5,3
F/F Trygve Braarud	106	7,2 / 22	3	610	1,52	2,7



Figur IX.2. Bunnstrøm som funksjon av avstand bak propell og økende vanddyb under propell, for Color Line og Trygve Braarud.

Beregningene er basert på ligningene i innledningen og det er tatt utgangspunkt i at skipene har så godt som ingen hastighet ved anlegg mot kai. Dette er valgt konservativt fordi det vil gi de største hastighetene på vannmassene. Beregningene er presentert i Figur IX.2 og viser at Color Line kan generere strømhastigheter ved bunnen opp til 8,7 m/s når det bare er 1 m

klaring fra propell til underliggende sjøbunn. Tilsvarende for Trygve Braarud er 3,3 m/s. Figuren viser at ved en klaring på 5 m mellom propell og sjøbunn reduseres strømhastigheten betydelig, hhv. til 2 m/s og 0,6 m/s for de to skipstypene.

Med en klaring på 5 m mellom propell og sjøbunn oppstår største strømhastighet fra 20 - 40 m bak propellen. Når klaringsdypet er mindre oppstår de største strømhastighetene fra 10 - 20 m bak propellen. Forskjellen i strømhastighet mellom de ulike klaringsdypene avtar med økende avstand bak propellen. For Color Line vil strømhastigheten ved bunn være redusert til 1,3 - 0,5 m/s 80 m bak propellen ved vanddyb mellom propell og bunn fra 1 til 20 m. Tilsvarende for Trygve Braarud vil strømhastigheten være redusert til 0,2 - 0,4 m/s.

Vanddypet ved kai er i de fleste havner mellom 10 og 15 m. Dette betyr at i de fleste tilfeller vil det inne ved kaia være <1 - 5 m klaring mellom propell og bunn. Selv mindre båter som Trygve Braarud vil altså kunne generere strømhastigheter ved bunnen som overskrider kritisk hastighet for oppvirvling og erosjon av kohesive sedimenter. Kritisk hastighet kan en regne med ligger mellom 0,1 - 1 m/s. Det er altså vanddypet under propellen som er mest utslagsgivende for hvor stor strømhastigheten blir ved bunnen.

Disse beregningene anslår hastigheten i senterstrålen bak skipet. Som nevnt avtar radius av senterstrålen med økende avstand til skipet. Ut til sidene er det også en svekking av vannhastigheten, og hastigheten er normalfordelt. Hvor bratt eller slak denne kurven er, bestemmer influensområdet til propellen. For å kunne beregne hvor mye sediment som virvles opp totalt per skipsanløp er det også nødvendig å kjenne til influensområdet. I det følgende antar vi et influensområde tilsvarende ca skipets bredde.

For å kunne beregne hvor mye sediment som virvles opp per skipsanløp er det også nødvendig å kjenne til erosjonsraten eller hvor dypt ned i sedimentet erosjonen går. I følge Amos (1997) kan en forvente en erosjonsrate på mellom $1,4 - 7,4 \times 10^{-4} \text{ kg/m}^2/\text{s}$ uavhengig av strømstyrke og skjærstyrke for sedimentet. Visuelle observasjonene gjort av Lintern et al (2002) viste at høy strømhastighet kan erodere flere cm ned i sedimentene. Basert på disse observasjonene og egne observasjoner fra eksperimentelle erosjons-studier på NIVAs marine forskningstasjon Solbergstrand (upubliserte data) antar vi følgende erosjonsdyp, avhengig av hvor stor klaring det er mellom propell og bunn (Tabell IX.3). Ved sterk erosjon, rives sedimentene av i flak, erosjonen går da flere cm ned i sedimentet, anslagsvis maksimum 5 cm. Ved reduserte hastigheter vil bare det fluffy overflatelaget eroderes (0,3 cm). Dette antas å skje ved ca 10 m klaring mellom propell og sjøbunn. Flufflaget er normalt noen mm.

Tabell IX.3. Forslag til erosjonsdybde som funksjon av klaring mellom propell og bunn og tilhørende mengde masse som eroderes.

Klaring under propell (m)	Erosjonsdybde (cm)	Masse erodert (kg v.v./m ²)	Masse erodert (kg t.v./m ²)
1	5	65	22,8
2	2	26	9,1
5	1	13	4,6
8	0,5	6,5	2,3
10	0,3	3,9	1,4
15	0,2	2,6	0,9
20	0,1	1,3	0,5

3.4 Erfaringer fra feltstudier

Feltstudier i Sandefjord (DNV 2005), Bispevika (Magnusson 1995), utløpet av Skienselva (Molvær 2002) samt i Kristiansand utenfor kaianleggene til Falconbridge og Elkem (Bjerkeng 2002) har vært basert på strømmålinger og måling av turbiditet. Total mengde partikler oppvirvlet pr skipsanløp er estimert ut i fra influensområdet til partikkelskyer og mengden partikler i skyene som er generert ved ett enkelt anløp. Disse studiene viser at mengde oppvirvlet sediment varierer mye, fra 2800 kg i Sandefjord, mellom 40 og 165 kg i Bispevika, 400 kg ved utløpet av Skienselva, 60 - 100 kg ved Elkem og 100 - 200 kg ved Falconbridge.

Årsaken til variasjonen er sammensatt, men beliggenhet (åpenhet), vanddyb og type sediment har stor betydning. Innseilingen til Sandefjord havn er lang og grunn og det er sedimenter til stede hele veien, selv om det her også er rapportert erodert / avblåst sjøbunn utenfor kaiene (DNV, 2005). Kontrasten er området utenfor Elkem som til dels består av hardbunn i de grunneste områdene og sedimenter, for en stor del sand, på dypere vann. Som nevnt vil gjentatt erosjon øke erosiviteten i sedimentene. Avhengig av oppholdstiden på vannmassene i det aktuelle område kan området også tappes for eroderbare sedimenter, evt. vil bare grovfraksjonen eller fast leire bli liggende igjen.

3.5 Modelleringen versus feltstudier i Sandefjord

I det følgende ønsker vi å kontrollere om det er overensstemmelse mellom beregninger basert på feltmålinger og beregninger basert på grunnlaget for risikoverktøyet som skissert i foregående kapitler. Feltstudiene som benyttes til sammenligningen er fra DNVs (2005) målinger av turbiditet og beregninger av mengde sediment som virvles opp ved skipsanløp fra fergetrafikken i Sandefjord.

3.5.1 Beregninger basert på feltstudiene i Sandefjord

Rederiet Color Line seiler skipene Color Viking og Bohus i regulær rute i Sandefjord. Color Viking er den største av de to med en lengde og bredde på hhv 137 og 24 m. DNV (2005) anslår propellvannets influensområde til en bredde på 25,5m ved full motorkraft (17200hk = 12642 kW). DNV (2005) har estimert oppvirvlingen av sediment til ca 2800 kg ved avgang av Color Viking. Beregningene er basert på en målt forhøyet partikkelkonsentrasjon i vannmassene over et areal med diameter på 150 m hvilket tilsvarer et areal på 17663 m² (DNV 2005).

Hvis vi antar at 2800 kg er virvlet opp fra 17663 m² tilsvarer det en midlere oppvirvling av de øvre 0,3 mm av bunnen. Det er da tatt utgangspunkt i at 1 mm/m² tilsvarer 0,57 kg/m²⁴.

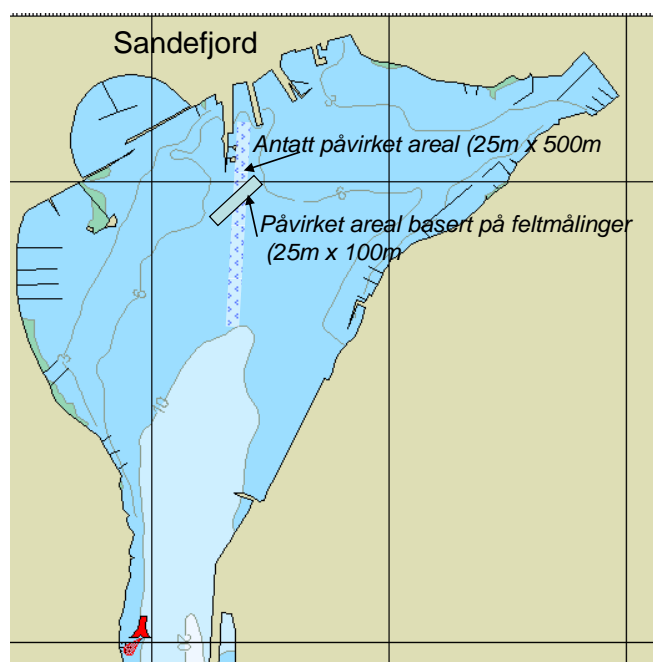
⁴ Dette er tall hentet fra en ¹³⁷Cs datert kjerne fra kaiområdet til Jotun Fabrikker lenger ut i fjorden. Dette var en god datering hvor maksimum konsentrasjonen av ¹³⁷Cs, tilsvarende utslippene fra Tjernobyl i 1987, ble funnet 8,5 cm ned i sedimentet, noe som gir en tilvekst på 4 mm/år. Videre ble det beregnet at årlig tilvekst av sedimenter var 2,3 ± 1 kg/m²/år (Bakke og Helland under utarbeiding).

En oppvirvling av 0,3 mm eller 0,17 kg/m² innenfor influensområdet gir en konsentrasjon av partikler i hele vannmassen på ca 20 mg/l hvilket er i overensstemmelse med målingene til DNV (2005).

Sandefjord havn har ikke mer enn 8 m vanddyb, dvs. det er en klaring mellom propell og bunn på ca 2 m. I følge beregningsverktøyet ([kapittel 3.3](#)) vil strømhastighetene i de grunne partiene utenfor kaiområdet ligge langt over kritisk hastighet for oppvirvling av kohesive sedimenter. Ved tilstedeværelse av slike sedimenter vil erosjonen i følge [Tabell IX.3](#) virvle opp de øvre ca 2 cm, og ikke bare de øvre 0,3 mm. Dette betyr enten at influensområdet er sterkt overestimert (skyen på 150 m diameter representerer ikke arealet som ble oppvirvlet) eller at mengde materiale anslått oppvirvlet er underestimert (mer ble virvlet opp enn det som ble målt i vannmassene) eller en kombinasjon av disse.

3.5.2 Beregninger basert på modellbetraktningene

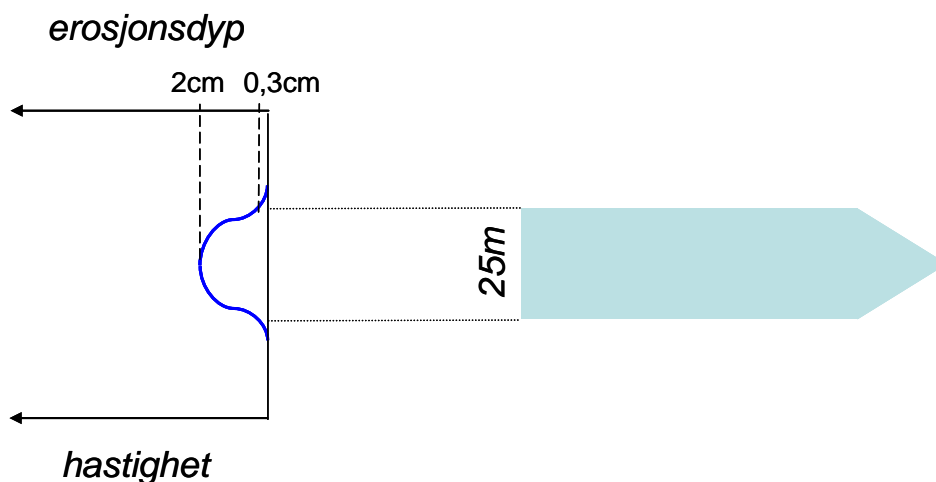
Vi forsøker å estimere influensområdet av propellbruk på Color Viking. DNV (2005) anslår bredden på senterstrålen til å være 25,5 m 100 m bak Color Viking. Skipet har to propeller akter, de to strålene vil derfor overlape hverandre. Vi antar at influensområdet til propellstrålen tilsvarende bredden på skipet. Hvis vi videre antar at skipet påvirker bunn fra 500 m unna kai, får vi et influensområde på 12500 m² ([Figur IX.3](#))



Figur IX.3. Sandefjord havn med skraverte felt for antatt skipsoppvirvling, jfr. tekst for utfyllende opplysninger

Vi vet videre at hastigheten i senterstrålen har en normalfordeling og at det er ca 2 m klaring mellom propell og bunn. Basert på [Tabell IX.3](#) antar vi at senter av strålen eroderer ned til 2 cm sedimentdyb, og at ytterkant av strålen eroderer ned til 0,3 cm ([Figur IX.4](#)). Dette gir et gjennomsnittlig erosjonsdyb på 0,85 cm i influensområdet. For hver meter skipet beveger seg virvles det da opp ca 0,2 m³ sediment (25 m² * 0,0085m). Regner vi en egenvekt av vått sediment på ca 1,3 g/cm³ ved et vanninnhold på ca 65 % gir dette 260 kg vått og 90 kg tørt sediment for hver meter skipet beveger seg. Vi regnet influensområdet til 500 m langt. Langs

denne strekningen virvles det da opp 130 tonn vått og 45 tonn tørt sediment. Dette er langt over anslaget til DNV (2005) på 2800 kg.



Figur IX.4. Skjematisk fremstilling av hastighet- og erosjonskurve i propellstråle bak et skip

3.5.3 Sammenlikning av beregningsmåtene

Avhengig av hvor grovkornet bunnsedimentene er, vil mye av den groveste fraksjonen, sand og grus sedimentere raskt etter oppvirvling. Målingene som er utført i de ulike havnene er gjort både ved faste installasjoner og ved håndholdt utstyr. I begge tilfeller er målingene gjort i en avstand fra oppvirvlingsområdet og litt etter oppvirvlingen. Vi kan derfor anta at målingene reflekterer silt og leirfraksjonen av sedimentene som blir hengende igjen i vannmassene. Vi har ikke konkrete opplysninger om kornfordelingen i sedimentene utenfor kaiene i Sandefjord. Antar vi samme fordeling som utenfor kaiene ved Jotun Fabrikker består sedimentene av ca 10 % leire og 10 % silt. Hvis DNV i 2005 fanget opp både silt og leirfraksjonen ble det totalt virvlet opp nærmere 14 tonn partikler og hvis det bare var leirfraksjonen som hang igjen i vannmassene var det nærmere 28 tonn som totalt ble virvlet opp totalt. Oppvirvlet mengde partikler basert på feltmålinger er således i samme størrelsesorden som beregningene basert på risikoverktøyet.

Sammenligningen tilsier at det er viktig å ta hensyn til kornstørrelsesfordeling av sedimentene ved beregning av oppvirvling. I spredningssammenheng er det miljøgifter knyttet til finfraksjonen som er av betydning. Ved feltmålinger er det denne fraksjonen som er gjenstand for registrering siden de grovere fraksjonene sedimenterer raskt.

4. Beregningsverktøy og sjablongverdier

Sammenhengen mellom klaringsdyp og total mengde sediment som virvles opp kan ut fra [Tabell IX.3](#) beskrives med likningen

$$F_{\text{ero}} = 24,78 \cdot D_{\text{sjø}}^{-1,24}$$

Der F_{ero} er oppvirvlet mengde sediment (kg tørrvekt/m²), og $D_{sjø}$ er klaringsdypet (m), dvs avstand mellom propell og bunn. Kjenner man klaringsdypet og forutsetter at erosjonen virker til sidene i en bredde tilsvarende fartøyets bredde, kan man estimere den totale vekten av det materialet som virvles opp for hver meter båten beveger seg. Kjenner man også lengden av traséen fartøyet følger og fraksjon av fint sediment (silt og leire) i denne traséen, kan man beregne den mengde finmateriale som totalt virvles opp i en anløpshendelse. Dette materialet kan man anta blir værende i vannmassene en stund før det resedimenterer, og det kan spres til andre områder. I risikosammenheng er dette av størst betydning.

Siden det finnes alle grader av fartøystørrelser, klaringsdyp og fraksjon finmateriale, foreslår vi en forenklet kategorisering til bruk i en risikovurdering.

Farledsområdet fra 20 m vanddyb og innover i en havn kategoriseres i 3 dybdeintervaller: 5 til 10 m (snitt 7,5 m), >10 til 15 m (snitt 12,5 m) og >15 til 20 m (snitt 17,5 m). For hver kategori anslår man lengde av skipstraseen og typisk fraksjon finmateriale i sedimentene (< 63 µm).

Vi foreslår videre at fartøystørrelsen deles inn i tre kategorier (Tabell IX.4)

Tabell IX.4 Inndeling av fartøystørrelse.

Fartøyskategori	Skroglengde (m)	Skrogbredde (m)	Propelldyp (m)
Stort	>150	> 20	6
Middels	50 - 150	10	4,5
lite	< 50	< 5	3

Mengde oppvirvlet finfraksjon pr anløps- eller avgangshendelse beregnes da for hver av disse fartøyskategoriene samlet for de tre dybdekategoriene som

$$m_{sed} = \sum_{i=1}^3 (24,78 \cdot (D_i - Pd)^{-1,24}) \cdot Br \cdot f_{si} \cdot T_{ri}$$

m_{sed} : kg finmateriale virvlet opp pr anløp for hver fartøyskategori (kg tørrvekt)

D_i : gjennomsnittlig vanddyb i dybdekategori i (m)

Pd : propelldyp (m)

Br : skipsbredde (m)

f_{si} : fraksjon < 63 µm i dybdekategori i

T_{ri} : trasélengde i dybdekategori i (m)

Total oppvirvling pr dag eller år kan så beregnes ut fra trafikkmonster. Dette vil være et aktuelt beregningsverktøy til bruk i Trinn 3 i risikovurderingen.

Vi har brukt beregningsverktøyet til å komme fram til sjablongverdier for noen typiske skipstrafikksituasjoner som er lagt inn i Risikoveilederens Trinn 2 ([Faktaboks 6](#)). Med en antatt farledsstrekning for hvert av dybdeintervallene ovenfor på 40 meter, og et innhold av finfraksjon (silt/leire) i sedimentet på henholdsvis 60 %, 40 % og 20 % fra dypeste til grunneste intervall, vil beregnet totalmengde oppvirvlet finfraksjon pr anløp være 3000 kg, 900 kg og 350 kg for henholdsvis stort, middels og lite fartøy.

Så har vi satt opp 3 kategorier av havner: stor havn (ferger, cruiseskip, taubåter osv), middels havn (lastebåter, supplybåter osv) og liten havn (småbåthavn). Ut fra at disse havnene vil bli besøkt av varierende størrelse båter, har vi avrundet totalmengde oppvirvlet finfraksjon pr anløp ovenfor til henholdsvis 2000 kg, 1000 kg og 150 kg for de tre havnetypene ([tabell IX.5](#)). Dette er for havner med vesentlig silt og leir-sedimenter. For havner med vesentlig sandsedimenter har vi satt oppvirvlet finfraksjon til 10 % av disse og for havner med grus og stein til 1 % av disse. Sjablongverdiene i risikoveilederen blir da (kg tørrvekt oppvirvlet finfraksjon pr anløp):

Tabell IX.5 Sjablongverdier for oppvirvlet finfraksjon pr anløp i tre typer havner

Sedimenttype	Havnekategori		
	Stor havn ¹⁾	Industrihavn ²⁾	Småbåthavn
Silt og leire	2000	1000	150
Sand	200	100	15
Grus og stein	20	10	1

1) ferge, cruiseskip, taubåter, m.m.

2) lastebåter, supplybåter, m.m.

5. Konklusjoner og anbefalinger

Gjennomgang av tilgjengelig litteratur og data har sannsynliggjort at skipstrafikk kan generere strømhastigheter ved bunn som langt overskrider hastigheten for erosjon av kohesive sedimenter. Hvor stor strømhastigheten langs bunnen blir, er sterkt avhengig av klaringsdyp mellom propell og bunn. Selv det som er ansett som mindre båter i skipstrafikksammenheng kan generere høy strømhastighet langs bunnen hvis klaringsdypet er lite.

Det er klart behov for å skaffe informasjon om erosjonsmønsteret for vannjet-motorer. Dette vet man lite om i dag. Vannjet-virkningen bør utredes innen neste revisjon av risikoveilederen. Inntil videre anbefales det at man i risikosammenheng klassifiserer passasjerbåter og bilferger med vannjet som store propelldrevne båter og beregner erosjonen deretter.

Litteratur og egne observasjoner sannsynliggjør at erosjonen kan gå flere cm ned i sedimentet ved store strømhastigheter. Her er det imidlertid behov for *in situ* erfaringsdata for å kunne anslå erosjonsdypet mer presist.

Erosjon som følge av skipstrafikk er best undersøkt i Sandefjord havn (DNV 2005). Overslagsberegninger sannsynliggjør at influensarealet for selve propellersosjonen er langt mindre enn influensområdet for partikkelskyen som ble observert i vannmassene i etterkant. Overslagene tilsier at influensområdet er ca to ganger lengden av skipet (L) ganger bredden (B): (2LxB).

Overslagsberegningene fra Sandefjord sannsynliggjør også at målinger av turbiditet som til nå er utført i forskjellige havner i tilknytning til skipstrafikk representerer finfraksjonen som henger igjen i vannmassene en stund etter oppvirvling. I havneområder kan silt/leir-

fraksjonen typisk utgjøre ca 20 %. Vi kan videre anta en sedimentasjonshastighet på 0,5 cm/s for den middels grove sedimentfraksjonen (grov silt / fin sand - 75µm). Forutsatt 8 m dyp og stillestående vann vil partikler av denne størrelsen sedimentere i løpet av ca 30 minutter og derfor lokalt.

Sammenlikningen mellom modellbetraktningene og beregningene fra Sandefjord havn viser rimelig samsvar mht estimat av mengde finfraksjon sediment virvlet opp i en anløpshendelse, og modellbetraktningene er brukt til å utlede et formelverk for forenklet beregning av oppvirvling på basis av stedlige forhold og trafikktype. Dette vil være en aktuell Trinn 3 vurdering. Formelverket er så igjen brukt til å utlede anbefalte sjablongverdier for 3 havnetyper (stor, middels, liten (småbåt)) og 3 sedimenttyper i disse havnene (silt og leire, sand, grus og stein) til bruk i Trinn 2 ([Faktaboks 6](#)).

6. Referanser

- Amos, CL, Daborn, GR, Christian, HA, Atkinson, A, and Robertson, A, 1992. In situ erosion measurements on fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Marine Geology* 108, 175 - 196.
- Amos CL, Feeney E, Sutherland TF and Luternauer JL, 1997. The stability of fine-grained sediments from the Fraser river delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 507-524.
- Andersen TJ, 2001. Seasonal variation in erodibility of two temperate, microtidal mudflats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 53, 1 - 12.
- Austen I, Andersen TJ, & Edelvang K. 1999. The influence of benthic diatoms and invertebrates on the erodibility of an intertidal mudflat, the Danish Wadden Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 49, 99-111.
- Bjerkeng, B 2002. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk. Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. MILJØDIREKTORATET-rap. TA 1869/2002, 144 s.
- Blaaw HG and van de Kaa EJ 1978. Erosion of bottom and sloping banks caused by the screw race of manoeuvring ships. 7th International harbour Congress, Antwerpen 22-28 May 1978.
- DNV 2005. Oppvirvling og spredning av forurenset sediment fra Color Line sin fergetrafikk i Sandefjordsfjorden. Rapport nr. 2005-0656, 56 s + vedlegg.
- Dyer, K.R., 1986. *Coastal and Estuarine Sediment Dynamics* (337 pp.). Chichester:Wiley.
- Gerdol V and Huges RG, 1974. Effect of *Corophium volutator* on the abundance of benthic diatoms, bacteria and sediment stability on two estuaries in southeastern England. *Marine Ecology Progress Series* 114, 109 - 115.
- Grant J, Bathman UV and Mills EL, 1986. The interaction between benthic diatom films and sediment transport. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23, 225-238.
- Gularte RC, Kelley WE and Nacci VA, 1980. Erosion of cohesive sediments as a rate process. *Ocean Engineering*, vol 7, 539-551.
- Holland AF, Zingmark RG and Dean JM, 1974. Quantitative evidence concerning the stabilization of sediments by marine diatoms. *Marine Biology* 27, 191 - 196.
- Klingenberg Holme J. 2002. Propellindusert strømhastighet. NGI-notat 20021244, 8 s

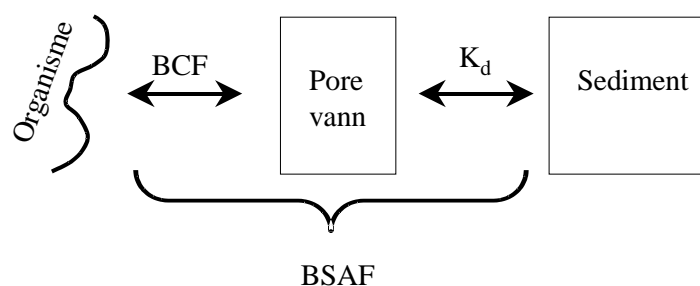
- Lintern DG, Sills GC, Feates N and Roberts W 2002. Erosion properties of mud beds deposited in laboratory settling columns. In: Eds. Winterwerp JC & Kraneburg C. Fine sediment dynamics in the marine environment. Elsevier Science BV, 343 - 357.
- Liou, Y og Herbich JB. 1976. Sediment movement induced by ships in restricted waterways. Texas A&M Univ. report NO TAMU-SG-76-209/98
- Magnusson J 1995. Vurdering av effekt fra propellstrøm fra fartøy på sedimenter I Oslo havn. NIVA-rap. 3218, 18 s.
- Mehta AJ, Parchure TM, Dixit JG and Ariathurai R 1982. Resuspension potential of deposited cohesive sediment beds: In V.S. Kennedy (ed.), Estuarine Comparisons. Academic press, 591-609.
- Mitchener H & Torfs H, 1996. Erosion of mud/sand mixtures. Coastal Engineering vol 29, 1-25.
- Molvær J, 2002. Oppvirvling og spredning av miljøgifter fra skipstrafikk ved kaiene langs Skienselva. NIVA-notat av 3 juni 2002, 4 s.
- Paterson DM and Black KS 1999. Water flow, sediment dynamics and benthic biology. Advances in Ecological Research 29, 155-193.
- Van Rijn, L.C., 1993. Principles of sediment transports in Rivers, Estuaries, and Coastal Seas. Aqua Publications, Amsterdam.
- Widdows J, Brinsley MD, Bowley N and Barret C. 1998a. A benthic annular flume for *In Situ* measurement fo suspension feeding/biodeposition rates and erosion potential of intertidal cohesive sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 46, 27-38.
- Widdows J, Brinsley MD, Salkeld PN and Elliott M, 1998 b. Use of an annular flume to determine the influence of current velocity and bivalves on material flux at the sediment-water interface. Estuaries 21, 552 - 559.
- Yingst, J.Y. and Rhoads, D.C., 1978. Seafloor stability in Central Long Island Sound: Part II. Biological interaction and their potential importance for seafloor erodibility. In: Wiley, M.L. (ed.) Estuarine interaction. Academic Press, New York. pp. 245 - 260.
- Ziervogel K, and Bohling B. 2003. Sedimentological parameters and erosion behaviour of submarine coastal sediments in the south-western Baltic Sea. Geo-marine Letters 23: 43-52
- Williamson HJ and Ockender MC 1996. ISIS: An instrument for measuring erosion shear stress in situ. Estuarine, Coastal and Shelf Science 42, 1-18.

Vedlegg X – Teoretisk grunnlag for risikovurderingsmetodikk

Risikovurderingssystematikken er basert på likevektsfordeling mellom sediment, vann og organisme (figur X.1). Denne fordelingen er direkte avhengig av stoffenes kjemiske egenskaper inklusive fordelingskoeffisienter som anvendes.

I veilederen er følgende stoffdata for aktuelle stoffer inkludert:

- Molvekt
- Løselighet
- Oktanol/vann fordelingskoeffisient, K_{ow}
- Fordelingskoeffisienten korrigert for organisk innhold i sedimentet, K_{oc}
- Vann/sediment fordelingskoeffisient, $K_{d, sed}$, basert på 1 % TOC i sedimentet
- Molekylær diffusjonshastighet, $D_{molekylær}$
- Biokonsentrasjonsfaktor, BCF_{fisk}



Figur X.1. Skjematisk modell for fordelingen av miljøgifter mellom sediment, porevann og organismer.

I de følgende underkapitlene gis en mer utvidet beskrivelse av de viktigste parameterne.

Fordelingskoeffisienter, K_d

Fordelingskoeffisienter, K_d , beskriver fordelingen mellom stoffkonsentrasjon i sediment (C_{sed}) og porevann (C_{pv}) ved likevekt;

$$K_d = C_{sed} / C_{pv} \quad (X.1)$$

For organiske forbindelser er det vist at K_d er proporsjonal med innholdet av organisk materiale i sedimentet:

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} \quad (X.2)$$

der K_{oc} er fordelingskoeffisienten korrigert for organisk innhold i sedimentet og f_{oc} er fraksjon organisk karbon i sedimentet (1 % TOC gir $f_{oc} = 0,01$). Det er utledet en empirisk sammenheng mellom K_{oc} og K_{ow} uttrykt ved (DiToro, 1985):

$$\text{Log}_{10}K_{oc} = 0.00028 + 0.983\text{log}_{10} K_{ow} \quad (X.3)$$

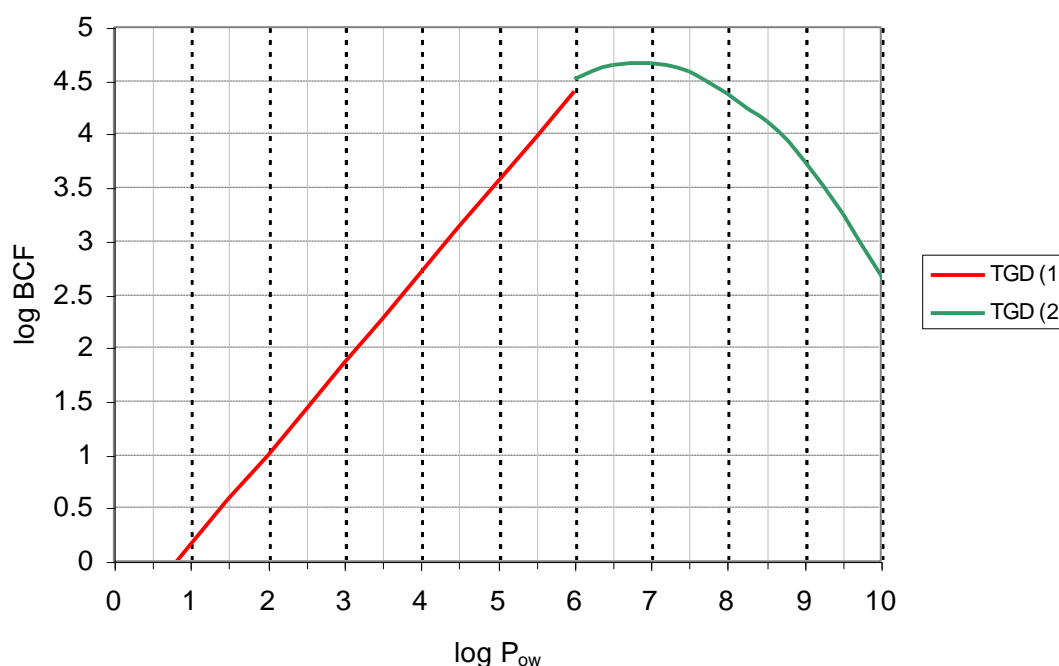
Denne ligningen kan anvendes dersom det ikke foreligger direkte målinger av K_{oc} .

Biokonsentrasjonsfaktor, BCF_{fisk}

Både BCF og K_d er funksjoner av stoffets løselighet i vann. Denne løseligheten kan uttrykkes ved fordelingskoeffisienten mellom vann og oktanol, K_{ow} , som er funnet for de fleste miljøgiftene. En høy K_{ow} betyr at stoffet er hydrofobt, lite løselig i vann og at stoffet har en tendens til å anrikes i fettvevet i organismer. BCF er relatert til vann/oktanol-fordelingskoeffisienten K_{ow} ved (EU TGD, 2003):

$$\log BCF = 0,85 \log K_{ow} - 0,70 \quad (X.4)$$

Denne sammenhengen gjelder imidlertid bare opp til en viss $\log K_{ow}$ (=6) der BCF når en øvre grense og så går ned igjen, X.2.



Figur X.2. Forholdet mellom hydrofobisitet ($\log K_{ow}$, her vist som $\log P_{ow}$) og bio-konsentrasjonsfaktoren BCF (etter EU TGD, 2003).

Diffusjon

For transport av stoffer fra sediment uten erosjon eller sedimentasjon vil følgende mekanismer være viktige:

- Molekylærdiffusjon (ren fysisk diffusjon)
- Biodiffusjon (forsterket diffusjon på grunn av bunnfauna-aktivitet)

Ifølge Næs et al. (2001) kan diffusjonshastigheter med ulike mekanismer oppsummeres med tallene i Tabell X.. Det viktigste i denne sammenhengen er at bioturbasjon kan øke diffusjonshastigheten med flere størrelsesordner i forhold til ren molekylærdiffusjon. Beregninger av diffusjon basert på utlekkingssteder og målinger av konsentrasjoner i porevann med ulike transportmodeller viser at molekylær diffusjon kan ha stor betydning for diffusjonsfluksen. Diffusjon er lagt inn som en av de tre spredningsmekanismene av

miljøgifter fra sediment. Det henvises til [kap. 4.2.1](#) vedrørende beregning av denne transporten.

Tabell X.1. Diffusjonshastigheter for ulike mekanismer (Næs et al., 2001).

Mekanisme	Diffusivitet (cm ² /s)
Molekylærdiffusjon uten retardasjon (bare hypotetisk)	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁵
Uten retardasjon og korrigert for tortuositet (krunglethet)	10 ⁻⁶
Molekylærdiffusjon med retardasjon (realistisk)	10 ⁻¹³ - 10 ⁻⁸
Biodiffusjon	10 ⁻⁸ - 10 ⁻⁶

Biotilgjengelighet

Det finnes en rekke forsøksbaserte tallverdier for fordelingskoeffisienter mellom vann, sediment og biota i litteraturen. Felles for empirisk utledete biokonsentrasjonsfaktorer (BCF) og biota-sediment akkumulasjonsfaktorer (BSAF), er at de i stor grad er avhengig av de forhold som forsøkene er gjort under. Beregning av miljøgiftfluks fra et sediment til organismer ut fra fordelingskoeffisienter fra litteraturen må derfor være konservative.

Bruk av likevektsbetraktninger mellom sediment og organismer anbefales bare for å estimere vevsnivå i sedimentlevende organismer. For øvrige organismer bør estimatene baseres på:

- Estimat av miljøgiftfluks mellom sediment og overliggende vann
- Fortynningsbetraktninger i vannmassene
- BCF-verdier (for overgang mellom estimert vannkonsentrasjon og vevskonsentrasjon).

Litteraturverdier av BSAF er sammenstilt av FFI (2001), men verdiene varierer noe usystematisk med organisme, type og struktur av miljøgift og konsentrasjon og mellom ulike forsøk med samme art. Dette skyldes at forhold som ikke er beskrevet virker inn på faktoren.

For organiske og andre ikke-polare miljøgifter er BSAF omvendt proporsjonal med sedimentets organiske innhold (uttrykt som fraksjon eller vekt-prosent). Det er flere eksempler på at normalisering av miljøgiftkonsentrasjonen i sediment mot TOC og normalisering av konsentrasjonen i organismer mot fettinnhold reduserer variabiliteten av BSAF. Dette er lagt til grunn i veilederen.

Variabiliteten ovenfor tilsier at man ved bruk av litteraturverdier for BSAF i risikosammenheng hele tiden bør velge BSAF-alternativer som går i konservativ retning.

Under er det gitt noen nærmere vurderinger i forhold til BSAF for organiske miljøgifter og for metaller.

Organiske miljøgifter

Akkumulasjonsfaktoren fra sediment til organismer, BSAF, beskrives av fordelingskoeffisienten K_d fra sediment til vann, og av biokonsentrasjonsfaktoren BCF fra vann til organismer, på følgende måte:

$$BSAF = BCF/K_d \quad (X.5)$$

Vi får da at:

$$\log_{10}BSAF = \log_{10}BCF - \log_{10}K_d = (a-0,983)\log_{10}K_{ow} - \log_{10}f_{oc} + (b-0,00028) \quad (X.6)$$

I praktisk sammenheng er koeffisienten $a \sim 1$ og da blir:

$$BSAF \sim 10^b/f_{oc} \quad (X.7)$$

dvs. BSAF for en organisk forbindelse er i prinsippet uavhengig av stoffets hydrofobisitet (uttrykt ved K_{ow}) og omvendt proporsjonal med sedimentets innhold av organisk materiale. Dette er likevel en stor forenkling av virkeligheten, fordi fordelingskoeffisienten mellom sediment og vann ofte er mye større i forurensede sedimenter enn teoretiske beregninger basert på K_{ow} tilsier.

Metaller

Metallenes tilstandsform har fundamental betydning for biologisk opptak og toksisitet. Metaller som forekommer som rent metall, i utfellinger, i mineralers krystallstruktur og innbakt i leirpartikler eller mineraler regnes ikke for å være biotilgjengelige (Waldichuk, 1985). De mest tilgjengelige formene er metaller på ioneform og bundet til karbonat. Metaller bundet til sulfider og adsorbent til organisk materiale kan være svakt biotilgjengelige. Det er også sannsynlig at mye av metallene i porevannet forekommer som komplekser med organisk materiale. De har derved redusert biotilgjengelighet i forhold til frie metall-ioner. Dette innebærer at BSAF-faktorer fra litteraturen kun er gyldige dersom metallene har samme tilstandsform som i de forsøkene som BSAF-verdiene er basert på. Det er svært vanskelig å fastslå tilstandsformen av metaller i et bestemt sediment tilstrekkelig pålitelig til at man kan beregne biotilgjengeligheten. Rutinemessige analyser av sedimentene gir bare konsentrasjon, ikke tilstandsform. Også for K_d -verdier anbefales det at man bruker målte framfor litteraturbaserte verdier ved stedsspesifikk risikoanalyse av metaller i sediment (Lijzen et al., 2001).

Mye tyder på at metaller i sediment generelt er lite biotilgjengelige. I en omfattende gjennomgang av risiko for biologisk opptak av miljøgifter fra deponiene av boreavfall på bunnen av Nordsjøen, var en konklusjon at beregnet og sannsynlig utlekking av metaller var for liten til å kunne gi effekter (Hartley et al., 2003). Fra rene sedimenter er det eksempler på at 70 - 99 % av tilstedeværende metaller ikke er biotilgjengelige. Gjeldende kostholdsråd i norske fjorder er også med få unntak begrunnet i organiske miljøgifter, ikke metaller. Den mest direkte metoden for å få mål for biotilgjengelighet av metaller i et sediment, er følgelig å gjennomføre bioakkumuleringstester med de aktuelle sedimentene. Man kan også få et inntrykk av hvorvidt metallene er bundet som sulfider ved å bedømme/måle om sedimentene er anoksiske eller ikke.

Direkte analyse av miljøgiftkonsentrasjonene i porevann gir antakelig det beste målet for den biotilgjengelige fraksjonen.

Referanser

- DiToro, D.M. (1985). A particle interaction model of reversible organic chemical sorption. *Chemosphere* 14, 1503-1538.
- EU TGD (2003). Technical Guidance Document (TGD) for Risk assessment of new notified and existing chemicals under directive 93/67/EEC and Regulation (EC) No 1488/94. European Commission Joint Research Center, European Chemicals Bureau, EUR 20418 EN/2, 328 pp.
- FFI (2001). Risikovurdering av sjøforurensning. Ø. Voie og A. Storstenvik. FFI/Rapport - 2001/04130
- Hartley, J., Trueman, R., Anderson, S., Neff, J., Dando, P., and Fucik, K. (2003). Drill cuttings initiative. Food Chain Effects Literature Review. UKOOA, Drill Cuttings JIP Report January 2003. 134 pp.
- Lijzen J.P.A., Baars, A.J., Otte, P.F., Rikken, M.G.J., Swartjes, F.A., Verbruggen, E.M.J. and van Wezel A.P. (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM report 711701 023. National Institute of Public Health and the Environment, the Netherlands
- Næs, K., Bakke, T., Sternbeck, J., Skei, J., Verta, M. (2001). Organochlorines in marine sediments mobility and bioavailability. *TemaNord* 2001:595. Nordisk Ministerråd
- RIZA (2000). Vurdering av aktuell risiko for spredning til overflatevann (på Nederlandsk). RIZA dokument 2000.100X, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandling, Rijkswaterstaat.
- RIZA (2001). Risiko ved eksponering av mennesker til forurensede sedimenter (på Nederlandsk) RIZA document nr. 2001.120/AKWA document nr. 01.002, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandling, Rijkswaterstaat.
- Warwick, R.M. (1980). Population dynamics and secondary production of benthos. Pp 1-25 in Tenore, K.R. and Coull, B.C. (Eds). *Marine benthic dynamics*. Belle W Baruch Library in Marine Science No 11. Univ. South Carolina Press.

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.