
Rapport

Ålesund kommune

OPPDRA

Aspevågen, Ålesund

Biologiske effekter av sedimentforurensning

EMNE

Risikovurderinger og tiltaksforslag

DOKUMENTKODE

415512-RIGm-RAP-002-rev01



Med mindre annet er skriftlig avtalt, tilhører alle rettigheter til dette dokument Multiconsult.

Innholdet – eller deler av det – må ikke benyttes til andre formål eller av andre enn det som fremgår av avtalen. Multiconsult har intet ansvar hvis dokumentet benyttes i strid med forutsetningene. Med mindre det er avtalt at dokumentet kan kopieres, kan dokumentet ikke kopieres uten tillatelse fra Multiconsult.

RAPPORT

OPPDRAK	Aspevågen, Ålesund	DOKUMENTKODE	415512-RIGm-RAP-002-rev01
EMNE	Biologiske effekter av sedimentforurensning	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAGSGIVER	Ålesund kommune	ANSVARLIG ENHET	3013 Miljøgeologi Ålesund
KONTAKTPERSON	Gunnar Godø		

SAMMENDRAG

Som en del av den samlede vurderingen for Aspevågen er det gjort undersøkelser som er ment å gi grunnlag for å vurdere den økologiske risikoen av forurensningen i sedimentene.

Undersøkelsene som er gjort for å vurdere den økologiske risikoen har omfattet blant annet helsediment tester (toksisitet og bioakkumulering), analyser av porevann, undersøkelser av bløtbunnsfauna og visuelle vurderinger av bunnmiljøet ved hjelp av ROV.

Innsamlede data fra undersøkelsen supplerer eksisterende kunnskap om forholdene i sedimentene i Aspevågen, og er benyttet til å utføre en mer grundig basert vurdering av den økologiske risikoen i de undersøkte områdene.

Med bakgrunn i undersøkelsen og øvrige rapporter som er utarbeidet for sjøområdet, er det utført tiltaksvurderinger og -anbefalinger.

Data som ligger til grunn for vurderingene i denne rapporten, er presentert i Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001 [1].

Dybdeforholdene i Aspevågen er generelt gunstige med gode seilingsdyp til de fleste kaiene. Vanndyp, sedimenttyper og topografi ved de mest forurensede og utsatte lokalitetene gjør at de fleste områdene vil være egnet for tildekking, og kost/nytte-betraktninger tilsier at denne metoden velges så langt det er praktisk mulig.

Forurensningstilstanden i Aspevågen er dokumentert gjennom flere undersøkelser, og påviste forurensninger i sedimentene, utlekking og risikovurderinger indikerer at det er behov for tiltak – spesielt dersom en sammenholder tilstanden i Aspevågen med andre fjordområder og havner i Norge, der det enten planlegges eller er gjennomført tiltak.




En fullstendig opprydding eller sikring av forurensede sedimenter i hele Aspevågen er verken praktisk eller økonomisk gjennomførbart på kort sikt, og det anbefales i første omgang at sedimentforurensningen ned til 20 meters dybde sikres ved tildekking i følgende områder:

- Kvenneset (Aspholet)
- Skutvika
- Fra Stornespiren, langs Sjøgata til Bliksvalen

I tillegg anbefales det supplerende kartlegging og fjerning av registrert tjæreforurensning i en del av Volsdalsvågen.

Eventuelle tiltak på sedimenter i dypere områder, og utenfor områdene som er prioritert i denne rapporten, anbefales avvventet. Men, det er grunn til å påpeke at forurensningen i disse dypere områdene også representerer en uakseptabel risiko.

Det vil være ønskelig å høste erfaring fra de foreslåtte tiltakene, før en eventuelt utvider tiltaksomfanget.

					
01	28.06.2013		Marius Mde	Arne Fagerhaug	Erling Ytterås
00	07.06.2013		Marius Mde	Arne Fagerhaug	Erling Ytterås
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn.....	6
1.2	Situasjonsbeskrivelse	6
1.3	Områdeinndeling	7
1.4	Dyp, strømmønster og bunntyper	8
1.5	Forurensningssituasjon	9
2	Nye undersøkelser	11
3	Metodikk risikovurderinger	12
3.1	Økologisk risiko	12
3.1.1	Porevann.....	12
3.1.2	Hersediment-test med fjæremark.....	12
3.1.3	Bioakkumuleringstester med nettsnegl og børstemark.....	12
3.1.4	Bløtbunnsfauna.....	13
3.1.5	ROV	13
3.2	Trinn 2 vurderinger	13
4	Risikovurderinger	14
4.1	Aspevågen vest	14
4.1.1	Risiko for skade på organismer i sedimentet	14
4.1.2	Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene	15
4.2	Kvenneset – Skutvika	16
4.2.1	Risiko for skade på organismer i sedimentet	16
4.3	Skutvika – Bliksvalen	17
4.3.1	Risiko for skade på organismer i sedimentet	17
4.3.2	Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene	17
4.4	Bliksvalen – Volsdalsvågen.....	18
4.4.1	Risiko for organismer som lever i sedimentet	18
4.4.2	Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene	18
5	Oppsummering risikovurderinger	19
5.1	Økologisk risiko	19
5.2	Trinn 2 risikovurderinger	20
5.2.1	Spredning.....	20
5.2.2	Human helse	21
5.3	Samlet risiko	22
6	Tiltaksvurderinger.....	23
6.1	Mål for tiltak, akseptkriterier	23
6.2	Anbefaling om tiltak.....	23
6.3	Tiltaksalternativer	24
6.4	Rangering av delområder.....	25
6.5	Valg av tiltak	26
6.6	Prioritering av tiltaksområder.....	27
7	Tiltaksforslag	28
7.1	Kvenneset (Aspholet).....	28
7.1.1	Miljøforhold	28
7.1.2	Aktiviteter	28
7.1.3	Planer / utbygginger	28
7.1.4	Tiltaksanbefaling	29
7.2	Skutvika.....	30
7.2.1	Miljøforhold	30
7.2.2	Aktiviteter	30
7.2.3	Planer / utbygginger	30
7.2.4	Tiltaksanbefalinger.....	30
7.3	Sjøgata	32
7.3.1	Miljøforhold	32
7.3.2	Aktiviteter	32
7.3.3	Planer / utbygginger	32

7.3.4	Tiltaksanbefaling	33
7.4	Volsdalsvågen	34
7.4.1	Miljøforhold	34
7.4.2	Aktiviteter	34
7.4.3	Planer / utbygginger	34
7.4.4	Tiltaksanbefaling	34
8	Kostnadsestimat	35
9	Referanser	36

VEDLEGG

Vedlegg 1 Bakgrunnsdata delområde «Aspevågen vest»

Vedlegg 2 Bakgrunnsdata delområde «Kvenneset – Skutvika»

Vedlegg 3 Bakgrunnsdata delområde «Skutvika – Bliksvalen»

Vedlegg 4 Bakgrunnsdata delområde «Bliksvalen – Volsdalsvågen»

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Ålesund havn er et av de prioriterte områdene i regjeringens «Handlingsplan for opprydding i forurenset sjøbunn» (St. meld. Nr. 14 (2006 – 2007)). I den forbindelse har det vært utført flere undersøkelser og vurderinger av forurensningen i byfjorden Aspevågen, Buholmstranda og Volsdalsvågen, samt også nærliggende fjorder.

Man ønsker nå å konkludere på tiltaksbehov og tiltaksprioritering, og Multiconsult er engasjert av Ålesund kommune for å bistå med dette arbeidet.

Som en del av den samlede vurderingen for Aspevågen er det nå gjort undersøkelser som skal gi grunnlag for å vurdere om forurensningen i sedimentene påvirker økosystemet i fjorden. Undersøkelsene omfatter blant annet helsediment-tester (toksisitet og bioakkumulering), analyser av porevann, undersøkelser av bløtbunnsfauna og visuelle vurderinger av bunnmiljøet ved hjelp av ROV.

Innsamlede data fra undersøkelsen supplerer eksisterende kunnskap om forholdene i sedimentene i Aspevågen, og er benyttet til å utføre en mer grundig og stedsspesifikk vurdering av den økologiske risikoen i de undersøkte områdene. Med bakgrunn i undersøkelsen er det også foretatt overordnede tiltaksvurderinger og -anbefalinger. Vurderingene er basert på data fra både nye og tidligere undersøkelser.

Foreliggende rapport beskriver utførte risikovurderinger og tiltaksvurderinger / -anbefalinger.

Felt- og datarapport som beskriver utførte feltundersøkelser, data og observasjoner gjort i felt samt resultater fra analyser utført på innsamlet prøvemateriale (kjemiske- og fysiske analyser, bløtbunnsfauna, porevannsanalyser, helsediment tester), er presentert i Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001 [1].

Kontaktperson hos Ålesund kommune har vært miljøvernrådgiver Gunnar Godø. I tillegg har også Klima og forurensningsdirektoratet og Fylkesmannen i Møre og Romsdal bistått prosjektet med diskusjoner og kommentarer.

Fra Multiconsult har Marius Moe, Arne Fagerhaug og Erling K. Ytterås deltatt.

Multiconsult har tidligere bistått Ålesund kommune med undersøkelser og miljøfaglige vurderinger av forurensningsforholdene i Aspevågen og Borgundfjorden, samt undersøkelser av mulige kildeområder på land. Det vises til bakgrunnsdokumenter / referanser som er angitt i rapporten.

1.2 Situasjonsbeskrivelse

Aspevågen er en del av byfjorden til Ålesund, som igjen er en del av fjordsystemet Borgundfjorden.

Det har lenge vært kjent at sedimentene i Aspevågen og Borgundfjorden er forurenset, med høyt innhold av tungmetaller (særlig kvikksølv), tjærestoffer (PAH) og tinnforbindelser, men også stedvis PCB og bromerte flammehemmere. Dette er forurensning som normalt forefinnes i havner og industrinære sjøområder, men graden av forurensning i Ålesund havn må beskrives som særlig høy for en del av forbindelsene, og kanskje særlig kvikksølv.

Årsaken til forurensningen antas i stor grad og være byens tidligere omfattende skipsverftsaktiviteter, men i tillegg også annen generell forurensning tilført fra industri, fyllinger, avløp og annen urban aktivitet.

Forurensningen gjelder kun sedimentene, utskiftning av vannmassene i vågen er stor og kvaliteten i vannet er funnet å være god[1].

Det har vært utført flere undersøkelser og vurderinger av både sedimentene og de forurensete lokaliteter på land. De første undersøkelsene dateres tilbake til 1979.

I 2009 utførte Multiconsult en omfattende undersøkelse av land og sjøområder. Undersøkelsen omfattet blant annet en Trinn 2 risikovurdering for sedimentene i sjøområdet avgrenset fra Slinningen og Volsdalsneset i øst til Steinvågsundet i vest. Det ble da beregnet risiko med hensyn til spredning, human helse og økologi basert på Klifs risikoveileder.

Ålesund og Sula kommuner har utarbeidet miljøkvalitetsmål for hele Borgundfjorden, herunder Aspevågen, Buholmstranda og Volsdalsvågen. Undersøkelsen konkluderte med at forurensningen i sedimentene strider mot utarbeidde miljømål og strategiske målsetninger for fjordområdet, og at tiltak vil være nødvendig for å bedre tilstanden i sedimentene.

I 2010 utførte Det Norske Veritas undersøkelser som fokuserte på direkte målinger og vurderinger med hensyn til strømforhold, skipsoppvirvling og spredning av forurensete sedimenter, samt innhold av miljøgifter i fisk og skaldyr (human helse). Dette ble vurdert ved forskjellige lokaliteter i fjorden.

Det er nå ønskelig å konkludere på tiltaksbehov og tiltaksprioriteringer. Som en del av den totale vurderingen har det derfor vært et behov for å gjøre en grundigere kartlegging og evaluering av reell økologisk belastning, samt utarbeide tiltaksforslag og prioriteringer på et overordnet nivå.

1.3 Områdeinndeling

Vurdering av økologisk risiko og behov for tiltak er utført for 4 delområder i Aspevågen [2]. Områdeinndelingen er vist i *Figur 1-1*.

Ytterligere beskrivelser av fjordområdet og inndeling av delområder fremgår av feltrapporten [1] og tidligere undersøkelser[2], [3], [4].

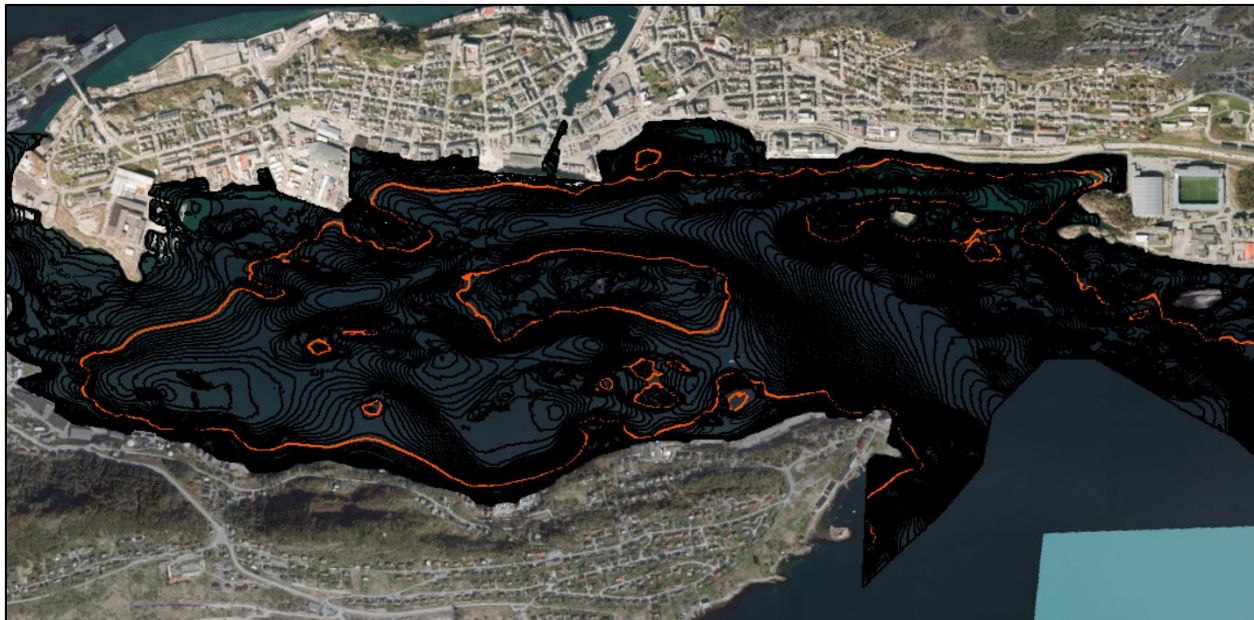


Figur 1-1 Aspevågen inndelt i 4 områder.

1.4 Dyp, strømmønster og bunntyper

Flyfoto i Figur 1-2 viser bunntopografi for sjøområdet. Dybdekote -20 m er vist med rød strek.

Dybdeforholdene langs land er generelt gode, med gode seilingsdyp til de fleste kaier. Fra bysiden og sørover ligger kote -20 m fra ca. 5 meter til 200 meter fra land.



Figur 1-2 Sjøbunntopografi for sjøområdet. Kote -20 er vist med rød strek.

Vanngjennomstrømningen i sjøområdet er generelt god med påvist god vannkvalitet. Strømmen i fjorden er i store trekk orientert i retning øst – vest, avhengig av tidevannets retning.

Sedimentene i de grunne områdene i havna (ned til ca. 20 meters dybde) er for det meste sandige. I grunnområdene hvor det er høy trafikk av større båter består bunnen av sand og grusig sand. Områder som er mindre belastet av trafikk fra større båter har større innslag av finere partikler (silt / finsand), også i overflaten. Dypere sedimentlag er sorte og anoksiske. Dette er spesielt observert i vestlige deler av fjordområdet, hvor overflatesedimentene har en mindre oksygenert overflate og har mørkere farge.

I dypere områder er sedimentene observert å være mer kohesive, med høyt innhold av finstoff, silt og leire. Disse sedimentene er generelt anoksiske.

Detaljer om bunnforholdene fremgår i tidligere undersøkelsesrapporter[1], [2], [4].

1.5 Forurensningssituasjon

En oversikt over alle prøvestasjoner i fjordområdet er vist i Figur 1-3.



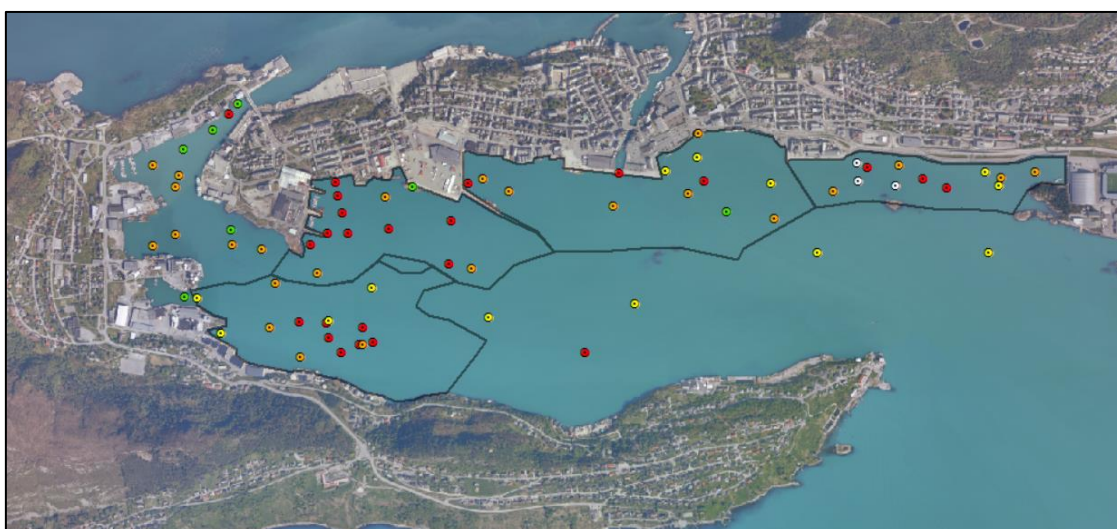
Figur 1-3 Alle prøvestasjoner fra Steinvågsundet i vest til Voldalsvågen i øst. Røde punkter viser sedimentstasjoner, hvite firkanter viser prøver av tang og hvite trekanter viser prøvestasjoner for porevann, bløtbunnsfauna og helsesediment-tester.

Nyere prøvestasjoner, dvs. fra undersøkelser som er utført i perioden 2006 til 2013, er farget etter tilstandsklasser, jf. Klif veileder TA2229[5], for henholdsvis tungmetaller, PAH16, PCB7 og TBT, og vist i Figur 1-4 - Figur 1-7.

Fargekodene viser til tilstandsklassene gitt i Klif veileder TA-2229 [5], som er vist i Tabell 1-1.

Tabell 1-1 Tilstandsklasser for innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter.

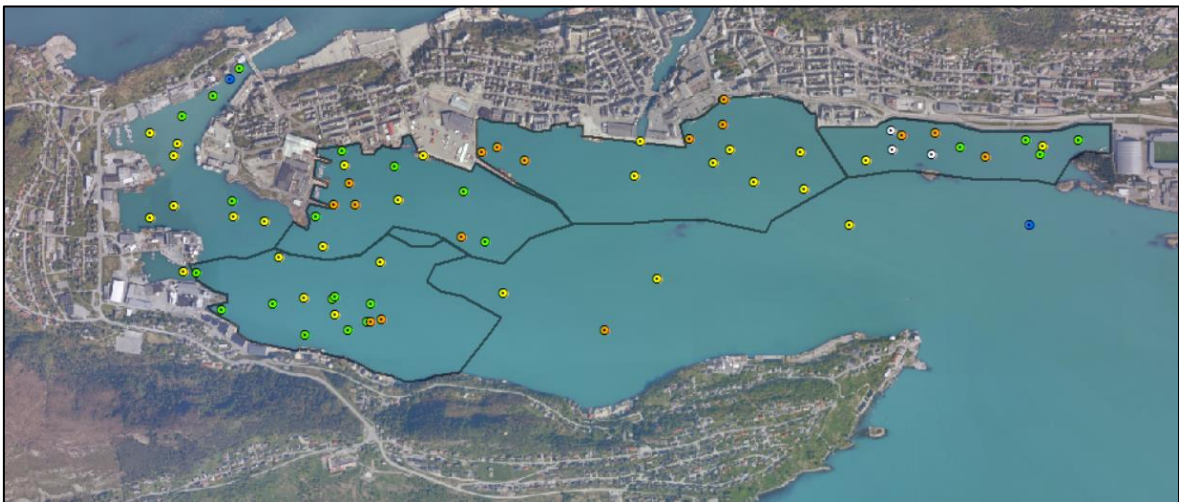
I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtidseksponering	Akutt toksiske effekter ved korttidseksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter



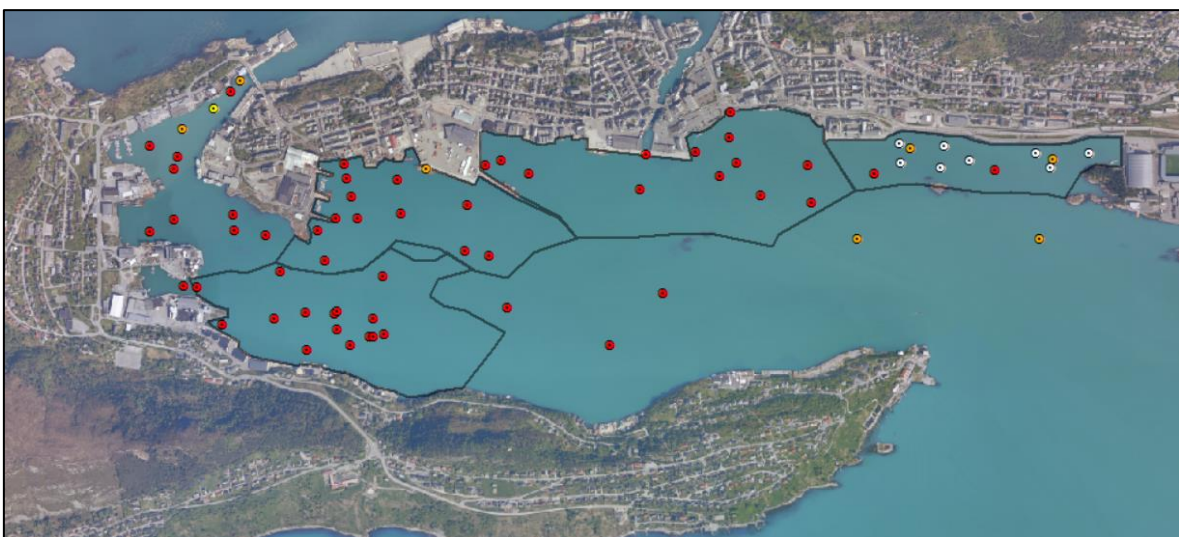
Figur 1-4 Høyeste påviste tilstandsklasse for tungmetaller fra 2006 til 2013. Grønn = TK2, gul = TK3, oransje = TK4 og rød = TK5. Hvit = ingen data.



Figur 1-5 Høyeste påviste tilstandsklasse for PAH, fra 2006 - 2013. Grønn = TK2, gul = TK3, oransje = TK4 og rød = TK5. Hvit = ingen data.



Figur 1-6 Høyeste påviste tilstandsklasse for PCB, fra 2006 - 2013. Blå = TK1, Grønn = TK2, gul = TK3, oransje = TK4 og rød = TK5. Hvit = ingen data.



Figur 1-7 Høyeste påviste tilstandsklasse for TBT, fra 2006 - 2013. Gul = TK3, oransje = TK4 og rød = TK5. Hvit = ingen data.

2 Nye undersøkelser

For å vurdere den økologiske risikoen har det vært et behov for å undersøke og hente inn lokale og stedsspesifikke kjemiske- og biologiske parametere.

Informasjonen er samlet inn fra hvert enkelt delområde, jf. områdeinndelingen i kapittel 1.3.

Undersøkelsene i denne fasen har blant annet omfattet følgende:

- Hersediment-tester (toksisitet og bioakkumulering)
- Kjemiske analyser av porevann
- Analyser av bløtbunnsfauna

I tillegg ble det gjort subjektive vurderinger av sedimenter, redoksmålinger, og filming med visuelle observasjoner av bunnmiljøet i de forskjellige delområdene ved hjelp av ROV.

Det ble også utført prøvetaking og analyse av sedimenter fra 5 stasjoner i Steinvågsundet. En egen vurdering av denne undersøkelsen er presentert i Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-003.

Detaljer om utførte undersøkelser fremgår av Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001 [1].

3 Metodikk risikovurderinger

3.1 Økologisk risiko

Risikovurderingene er utført i henhold til Klif veileder TA-2802/2011 [6], og ved hjelp av risikoregnearket som hører til veilederen.

Vurderingene er utført med hensyn til risiko for organismer som lever i og over sedimentet, og er basert på lokale data som er innhentet i dette prosjektet[1]. Det er også benyttet data og opplysninger fra tidligere undersøkelser [2],[4],[7].

3.1.1 Porevann

En risikovurdering trinn 2 med hensyn på økologisk risiko er normalt basert på porevannskonsentrasjoner som er beregnet ut i fra konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentet.

Variasjoner i lokale forhold, sedimentenes fysiske egenskaper, organisk innhold og type forurensninger kan gjøre at slike beregninger er feilaktige i forhold til porevannets reelle innhold av miljøgifter.

Det er derfor utført målinger av porevannskonsentrasjoner i sedimenter fra hvert enkelt delområde. På denne måten får en et direkte sammenligningsgrunnlag i forhold til grenseverdiene som er satt i Klifs risikoveileder.

I risikoveilederen er grenseverdiene for økologisk risiko satt til et mål som kan beskytte minst 95 % av artene i et økosystem ved kronisk eksponering ($PNEC_w$). Dette målet kan ikke verifiseres for andre enn de stoffene der virkningen er kjent. Det eksisterer ikke $PNEC_w$ for PCB₇ og PAH₁₆.

Risikoen med hensyn til enkeltforbindelser er vurdert ved at målte porevannskonsentrasjoner¹ er satt inn i regnearket og sammenlignet med $PNEC_w$.

Beregnete porevannskonsentrasjoner fra undersøkelsen i 2010[2] er benyttet til sammenligning.

3.1.2 Hersediment-test med fjæremark

Vurderingen av enkeltforbindelsene i porevann tar ikke hensyn til mulige effekter som skyldes at organismene blir utsatt for flere miljøgifter samtidig (synergieffekter). Det er derfor utført hersediment-test på fjæremark på sedimenter fra hvert av delområdene.

Testene har undersøkt atferd og overlevelse på fjæremark som har vært kronisk eksponert for sedimenter fra hvert enkelt delområde.

I henhold til risikoveilederen defineres sedimenter som toksiske hvis dødeligheten er over 20 % [6].

3.1.3 Bioakkumuleringstester med nettsnegl og børstemark

Kunnskap om miljøgiftenes akkumulering i bunnlevende organismer har blant annet relevans for økologi og menneskers kosthold. Sedimentlevende organismer er potensielt føde for fisk og andre dyr på høyere trofiske nivå. Dersom miljøgifter i sedimentene akkumulerer i organismer som er eksponert for disse, indikerer resultatene at miljøgiftene har et potensial for transport fra sedimentene og oppover i næringskjeden.

Miljøgiftenes tilgjengelighet for opptak i organismer som lever i sedimentene er undersøkt i laboratorium.

¹ For parametre som har påvist innhold under deteksjonsgrensen for analysemetoden er det i regnearket innlagt en verdi tilsvarende 50 % av deteksjonsgrensen.

Nettsnegl og børstemark er eksponert for sedimenter fra hvert enkelt delområde.

Testen sammenligner konsentrasjon av miljøgifter i sedimentet med konsentrasjoner av miljøgifter i organismer som har vært eksponert for sedimentet over tid.

Det er benyttet et etablert testsystem for undersøkelsen av biotilgjengeligheten av miljøgiftene.

3.1.4 Bløtbunnsfauna

Bløtbunnsfauna er vurdert i forhold til artsantall og individantall og sammenlignet med indekser som er utarbeidet for tilstand i forhold til organisk belastning. Indeksene tar ikke hensyn til belastning fra miljøgifter. Resultatene kan dermed ikke brukes ukritisk til tolkning av annen type forurensning (enn organisk belastning). Analyser av bløtbunnsfauna kan likevel gi nyttig informasjon om tilstanden i sedimentene.

3.1.5 ROV

ROV undersøkelsen har gitt nyttig informasjon om det visuelle bunnmiljøet (makrofauna), samt vært et nyttig verktøy for å definere sedimentgrenser og -typer i de forskjellige områdene.

3.2 Trinn 2 vurderinger

Det er laget en sammenstilling av Trinn 2 - risikovurderinger som tidligere er utført for delområdene[2]. Trinn 2 - vurderingene har beregnet risiko for human helse, spredning og økologi i henhold til Klif-veileder TA-2230 (nå TA-2802).

Det er beregnede porevannskonsentrasjoner som har utgjort grunnlaget for vurdering av økologisk risiko i Trinn 2 – vurderingene. Etersom disse konsentrasjonene nå er målt i stasjoner innenfor hvert delområde, har man et grunnlag for å gjøre en ny vurdering av den økologisk risikoen. Vurderinger av økologisk risiko som er sammenstilt med Trinn 2 data er derfor basert på målte porevannskonsentrasjoner.

4 Risikovurderinger

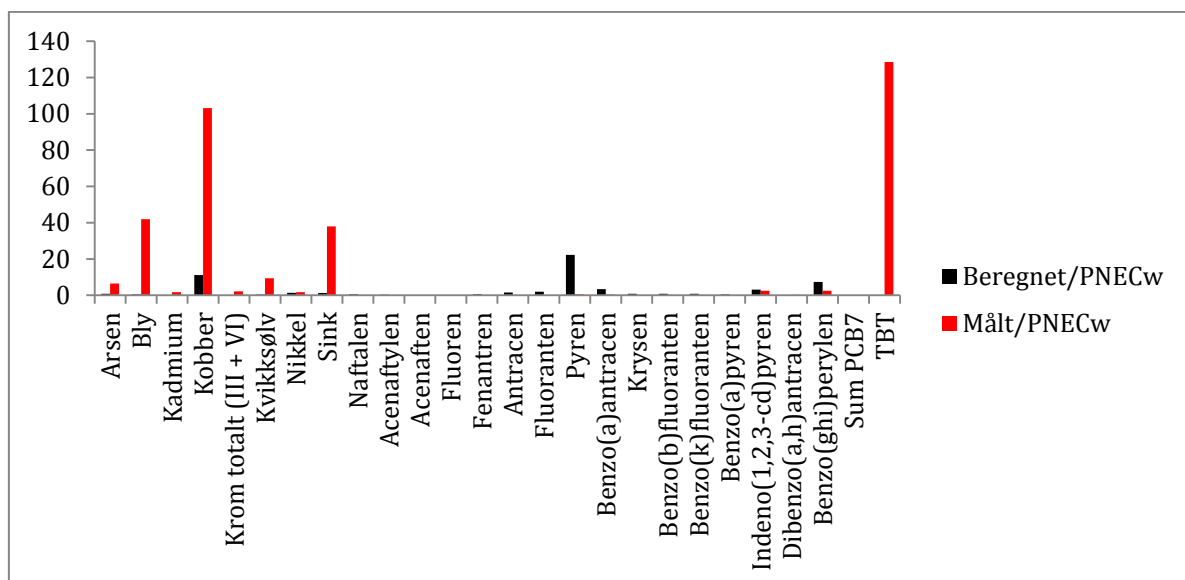
Risikovurderingene er i følgende kapitler presentert for hvert enkelt delområde.

Bakgrunnsdata fremgår av vedlegg 1 – 4.

4.1 Aspevågen vest

4.1.1 Risiko for skade på organismer i sedimentet

Forholdet mellom porevannskonsentrasjoner og $PNEC_w$ for området er vist i Figur 4-1. Resultatene er vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$ og indikerer at forurensningen i området utgjør en uakseptabel risiko for skade på organismer som lever i direkte kontakt med sedimentene. Risikoen er forbundet med alle målte tungmetaller, men spesielt høye overskridelser gjelder for kobber, bly, sink og kvikksølv. Uakseptabel risiko er også målt for PAH-forbindelsene indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene, og TBT.



Figur 4-1 Grafisk fremstilling av målte og beregnede porevannskonsentrasjoner. Vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$. Beregnet TBT er ikke vist på grunn av svært høy verdi.

Beregnete PAH-konsentrasjoner i porevann er høyere enn målte. Dette gjenspeiler sannsynligvis at PAH reelt sett er sterkt bundet til organiske partikler i sedimentene². Påvist innhold av tungmetaller i porevannet er derimot flere ganger høyere enn det som er beregnet. Dette kan tolkes som et utslag av at innhold av tungmetaller er uforutsigbart, og at dette varierer lokalt som funksjon av sedimentenes redoksforhold (oksygennivå).

Helsediment testen med *Arenicola marina* (fjæremark) viser en gjennomsnittlig overlevelsesrate på 93 % for sedimentprøven fra området. Dødeligheten overskrider dermed ikke grenseverdi for toksisitet, definert med en dødelighet på 20 %.

Det ble påvist en klar sammenheng mellom konsentrasjon av TBT i sedimentet og opptak av TBT i nettsnegl. Nettsnegl som ble eksponert for sedimenter fra Aspevågen vest hadde nest høyest konsentrasjon av TBT i forhold til nettsnegl som ble eksponert for sedimenter fra de andre

² Fordelingskoeffisientene (K_d -verdier) i regnearket vil i mange tilfeller overestimere konsentrasjoner av miljøgifter i porevannet, og dermed også risikoen fra sedimentene. Beregnede K_d -verdier i regnearket er satt konservativt og den høye beregnede risikoen for PAH forbindelsene gjenspeiles i dette. Ved høyt organisk innhold, som er tilfellet i dette området, vil reelle K_d -verdier for PAH være høyere og bindingsegenskapene i sedimentene tilsvarende. Observasjonen understøttes av målte PAH-konsentrasjoner i porevannet, som anses som reelle konsentrasjoner og som bør være førende for videre vurderinger.

undersøkte områdene. Det var også observert en signifikant bioakkumulering av PAH og bly i børstemark.

Undersøkelsen av bløtbunnsfauna viser at tilstanden er i klasse «Svært god», men at det er et lavt samlet individantall og at en forurensningstolerant art dominerer i prøvene.

4.1.2 Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

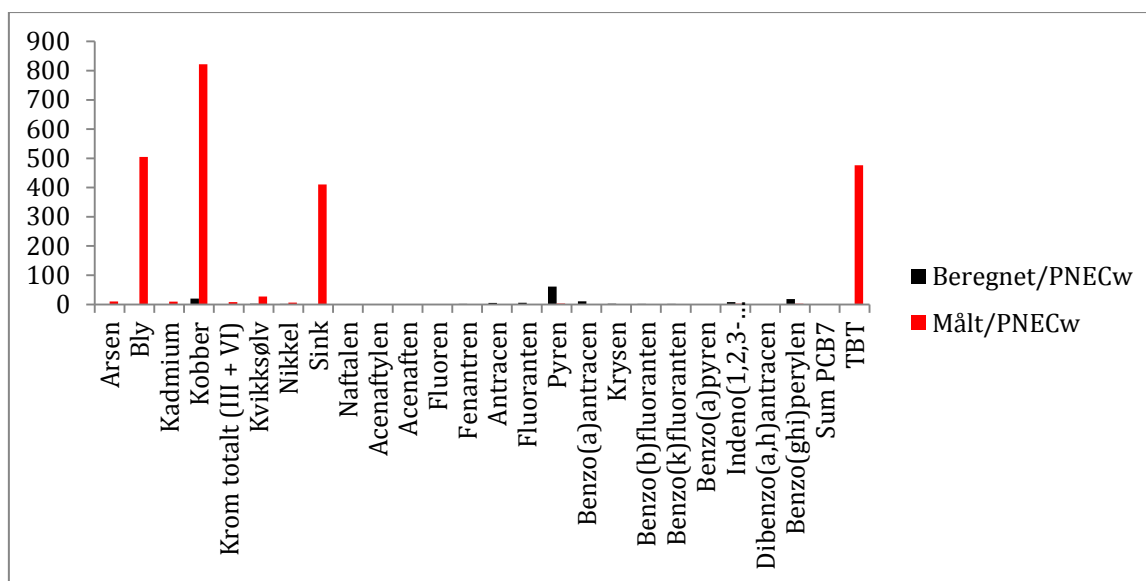
Beregnet risiko er uakseptabel med hensyn til TBT. Beregnet sjøvannskonsentrasjon overskrider $PNEC_w$ 57 ganger. For øvrige parametere er risikoen beregnet som lav.

4.2 Kvenneset – Skutvika

4.2.1 Risiko for skade på organismer i sedimentet

Forholdet mellom porevannskonsentrasjoner og $PNEC_w$ for området er vist i Figur 4-2. Resultatene er vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$ og indikerer at forurensningen utgjør en uakseptabel risiko for skade på organismer som lever i direkte kontakt med sedimentene. Risikoen er forbundet med alle målte tungmetaller, PAH-forbindelsene pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene, samt TBT. Svært høye overskridelser er målt for kobber, bly, sink, kvikksølv og TBT.

Kobberkonsentrasjonen overskrider $PNEC_w$ over 800 ganger, bly overskrider $PNEC_w$ over 500 ganger og sink overskrider $PNEC_w$ over 400 ganger.



Figur 4-2 Grafisk fremstilling av målte og beregnede porevannskonsentrasjoner. Vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$. Beregnet TBT er ikke vist.

Også her er beregnede PAH konsentrasjoner i porevannet høyere enn de målte. Samtidig er påvist innhold av tungmetaller i porevannet flere ganger høyere enn det som er beregnet, også i dette området.

Helsediment testen med *Arenicola marina* (fjæremark) viser en gjennomsnittlig overlevelsesrate på 87 % for sedimentprøven fra området, og dødeligheten er dermed under grenseverdien på 20 %.

Det ble påvist en klar sammenheng mellom konsentrasjonen av TBT i sedimentet og opptak av TBT i nettsnegl. Det ble også påvist en signifikant akkumulering av bly, kobber, sink og PAH i børstemark som ble eksponert for sediment fra delområdet. Bioakkumulering av TBT og tungmetaller var klart høyest i organismene som ble eksponert for sedimenter fra dette området.

Bløtbunnsfaunaen fra området fremstod med relativt lavt arts- og individantall, artsmangfold og NQI1-indeks i grenseområdet mellom tilstandsklasse «Moderat» og «Dårlig» samt en relativt forurensningstolerant art som dominerende.

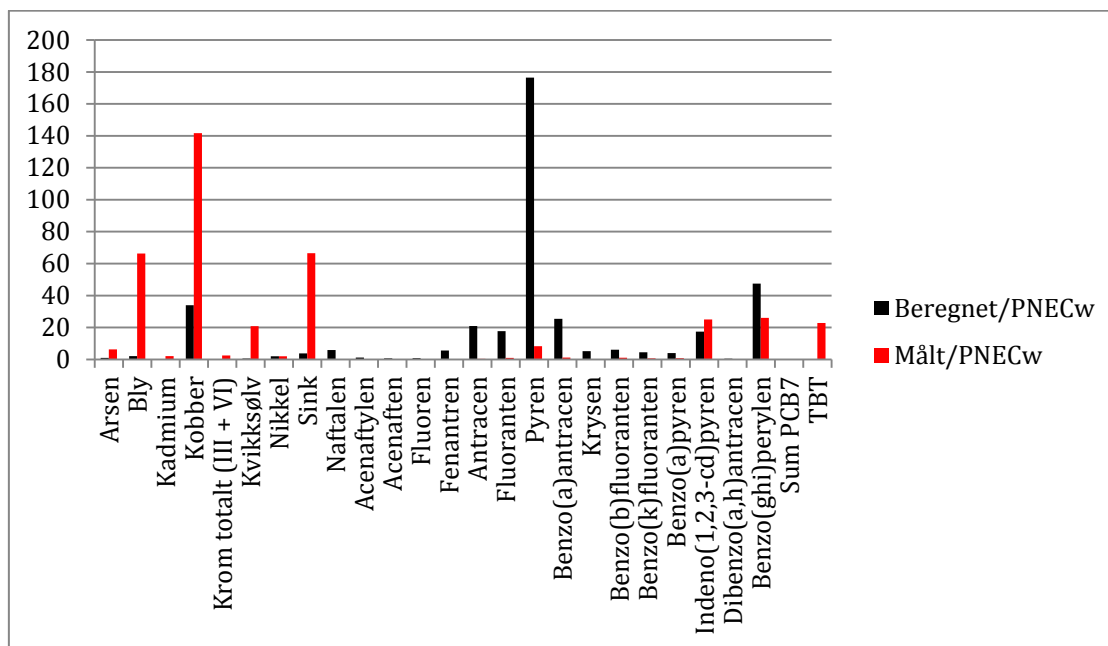
4.2.2 Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Det er beregnet uakseptabel risiko for eksponering med hensyn på bly, kobber, kvikksølv, sink og TBT.

4.3 Skutvika – Bliksvalen

4.3.1 Risiko for skade på organismer i sedimentet

Forholdet mellom porevannskonsentrasjoner og $PNEC_w$ for området er vist i Figur 4-3. Resultatene er vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$ og indikerer at forurensningen utgjør en uakseptabel risiko for skade på organismer som lever i direkte kontakt med sedimentene. Risikoen er forbundet med alle målte tungmetaller, PAH-forbindelsene pyren, benzo(a)antracen, benzo(b)fluoranten, indeno(1,2,3-cd)pyren, benzo(ghi)perylene, samt TBT. Spesielt høy overskridelse er registrert for kobber, bly, sink og kvikksølv.



Figur 4-3 Grafisk fremstilling av målte og beregnede porevannskonsentrasjoner. Vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$. Beregnet TBT er ikke vist.

Beregnete porevannskonsentrasjoner av PAH er høyere enn det som er målt, mens målt tungmetallinnhold er høyere enn beregnet. Dette samsvarer med observasjonene som er gjort i de andre delområdene.

Helsediment testen med *Arenicola marina* (fjæremark) viser en gjennomsnittlig overlevelsesrate på 87 % for sedimentprøven fra området, dvs. under grenseverdien på 20 % dødelighet.

Det ble påvist en klar sammenheng mellom opptak av TBT i nettsnegl og konsentrasjoner i testsedimentet. Det ble også observert en signifikant akkumulering av PAH og bly i børstemark.

Lokaliteten hadde NQ11-indeks i grenseområdet tilstandsklasse «Moderat» og «God» samt en relativt forurensningstolerant art som dominerende.

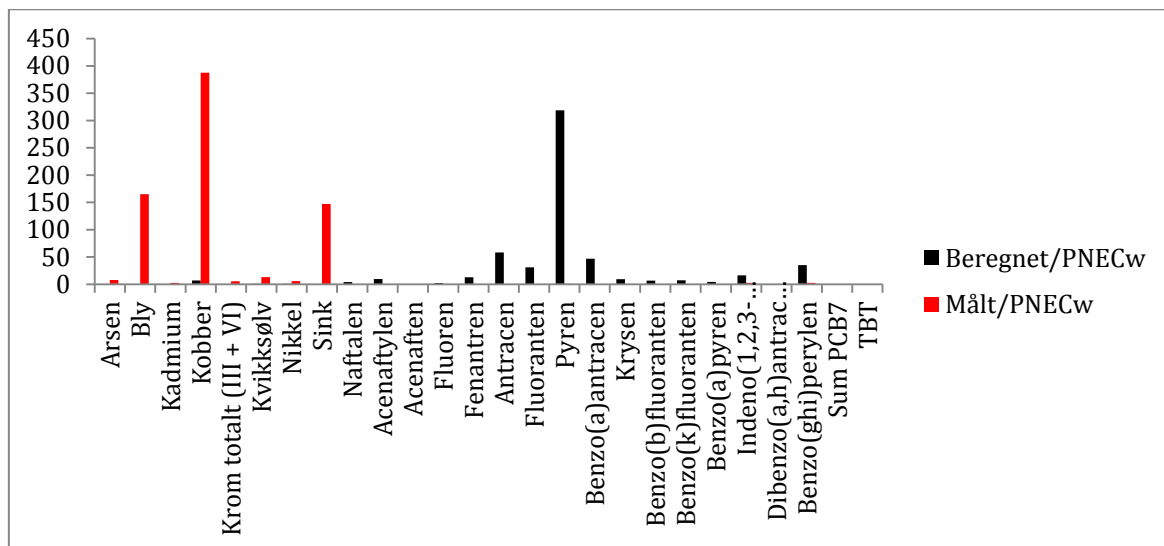
4.3.2 Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Beregnet risiko er uakseptabel med hensyn til bly, kobber, sink, PAH-forbindelser og TBT.

4.4 Bliksvågen – Volsdalsvågen

4.4.1 Risiko for organismer som lever i sedimentet

Forholdet mellom porevannskonsentrasjoner og $PNEC_w$ for området er vist i Figur 4-4. Resultatene er vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$ og indikerer at forurensningen utgjør en uakseptabel risiko for skade på organismer som lever i direkte kontakt med sedimentene. Risikoen er forbundet med alle målte tungmetaller, samt PAH-forbindelsene indeno(1,2,3cd)pyren og benzo(ghi)perylene. Spesielt høye overskridelser er registrert for kobber, bly, sink og kvikksølv.



Figur 4-4 Grafisk fremstilling av målte og beregnede porevannskonsentrasjoner. Vist i antall ganger overskridelse av $PNEC_w$. Beregnet TBT er ikke vist.

Beregnete konsentrasjoner av PAH er også her høyere enn de målte.

Helsediment testen med *Arenicola marina* (fjæremark) viser en gjennomsnittlig overlevelsesrate på 80 % for sedimentprøven fra området. Sammenlignet med referansesedimentet er ikke dødeligheten høyere enn grenseverdien for toksisitet.

Akkumulering av TBT i nettsnegl var lavere enn i nettsnegl som ble eksponert for kontrollsediment. Det ble påvist en signifikant akkumulering av PAH og bly i børstemark. Akkumuleringen av PAH var høyest i organismene som ble eksponert for sediment fra dette delområdet, og har sannsynlig sammenheng med den høye PAH konsentrasjonen som ble påvist i testsedimentet.

Under feltarbeid med undersøkelse av bløtbunnsfauna inneholdt en av fire grabber stoff som ble antatt å være steinkulltjære. Det ble ikke registrert bløtbunnsfauna i denne grabben. Av de tre faunaholdige grabbene fremstod sedimentene som heterogene med høyt samlet artsantall, relativt lavt samlet individantall, artsmangfold stort sett i tilstandsklasse «Svært god», og NQI1-indeks i klasse «God».

Med unntak den ene tomme grabben, og at sedimentene var dominert av en forurensningstolerant art ved prøvetidspunktet, var det ikke indikasjoner på at mangfold og individantall var belastet.

4.4.2 Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Risiko er beregnet uakseptabel med hensyn på bly og kobber.

5 Oppsummering risikovurderinger

Undersøkelsene som er utført i dette prosjektet har gitt grunnlag for nye vurderinger av den økologiske risikoen knyttet til forurensede sedimenter i Aspevågen. En oppsummering av disse vurderingene (fra foregående kapittel) er gitt i kapittel 5.1.

Risiko for spredning og for human helse er de andre elementene som må legges til grunn. Slike vurderinger ble gjort for delområdene i undersøkelsen fra 2010 [2], og er her kort oppsummert i kapittel 5.2.

5.1 Økologisk risiko

Dataene som er presentert i kapittel 4 viser at forurensningen i sedimentene i de undersøkte områdene utgjør en uakseptabel økologisk risiko.

Felles for de undersøkte områdene er at porevannskonsentrasjonene overskrider grenseverdiene for økologisk risiko for samtlige tungmetaller og TBT, og i mindre grad for PAH-forbindelsene.

Helsediment-testene som ble utført på fjæremark indikerer at sedimentene har en toksisitet under grenseverdien, som i risikoveilederen er satt til en dødelighet på 20%[6]. Det vil si at sedimentene ikke beskrives som akutt toksiske, men dette utelukker likevel ikke at miljøgiftene har negativ innvirkning på organismer.

Bioakkumuleringstestene viser at det er et generelt opptak av forurensning i testede organismer. Høyest akkumulering av tungmetaller og TBT er påvist i delområdet «Kvenneset – Skutvika». Høyest akkumulering av PAH er påvist i delområdet «Bliksvalen – Volsdalsvågen».

Bioakkumuleringstestene ble utført på organismer som er på et lavt trinn i næringskjeden. Selv om akkumulering av miljøgifter ikke nødvendigvis er på et kritisk nivå, kan selv et moderat opptak kan føre til uheldige oppkonsentrasjoner i fisk / dyr på høyere trinn i næringskjeden.

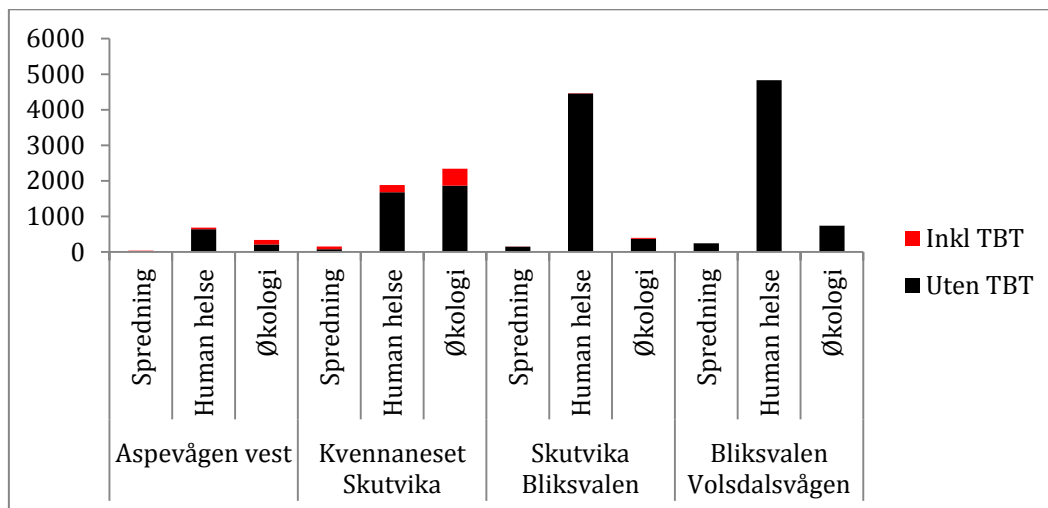
Utførte undersøkelser gir ikke grunnlag for å konkludere på om bløtbunnsfauna er belastet av sedimentforurensningen, ettersom indeksene er utarbeidet for organisk belastning. En ser likevel at resultatene fra delområdene «Kvenneset – Skutvika» og «Skutvika – Bliksvalen» skiller seg ut med dårligere tilstand, sammenliknet med de øvrige 2 delområdene. Dette er områder som er påvist å være stedvis svært forurenset.

Av de fire delområdene vurderes den økologiske risikoen i delområde «Kvenneset – Skutvika» som høyest, etterfulgt av delområde «Bliksvalen – Volsdalsvågen», «Skutvika – Bliksvalen» og «Aspevågen vest».

5.2 Trinn 2 risikovurderinger

Overskridelser av risikogrenser for spredning og human helse som ble beregnet i Trinn 2 undersøkelsen for delområdene er summert og vist i Figur 5-1. Figuren viser overskridelser av risikogrenser for spredning, human helse og økologi i antall ganger.

Overskridelser av risikogrenser for økologi er hentet fra denne undersøkelsen[1].

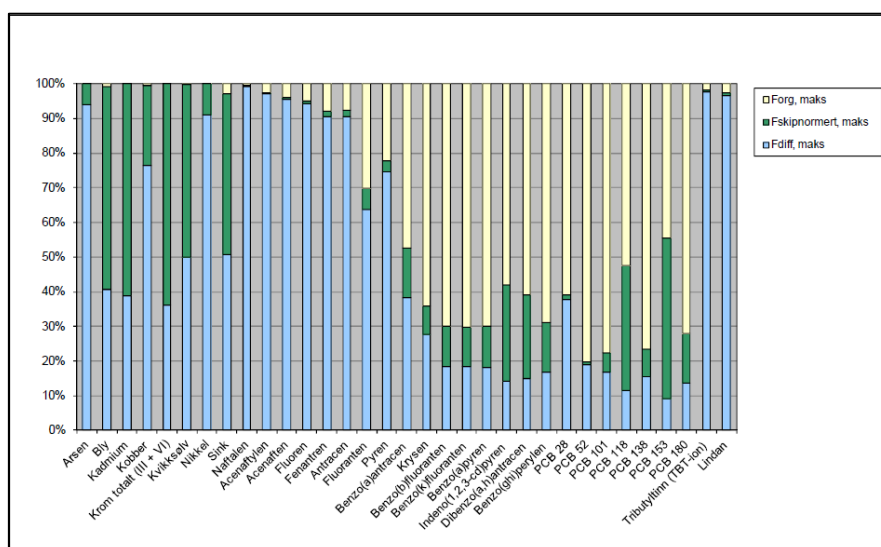


Figur 5-1 Overskridelser av grenseverdier for spredning, human helse og økologi. Overskridelser vises i antall ganger og er basert på middelverdier.

Figuren tar ikke hensyn til betydningen av de forskjellige mekanismene for spredning eller eksponering.

5.2.1 Spredning

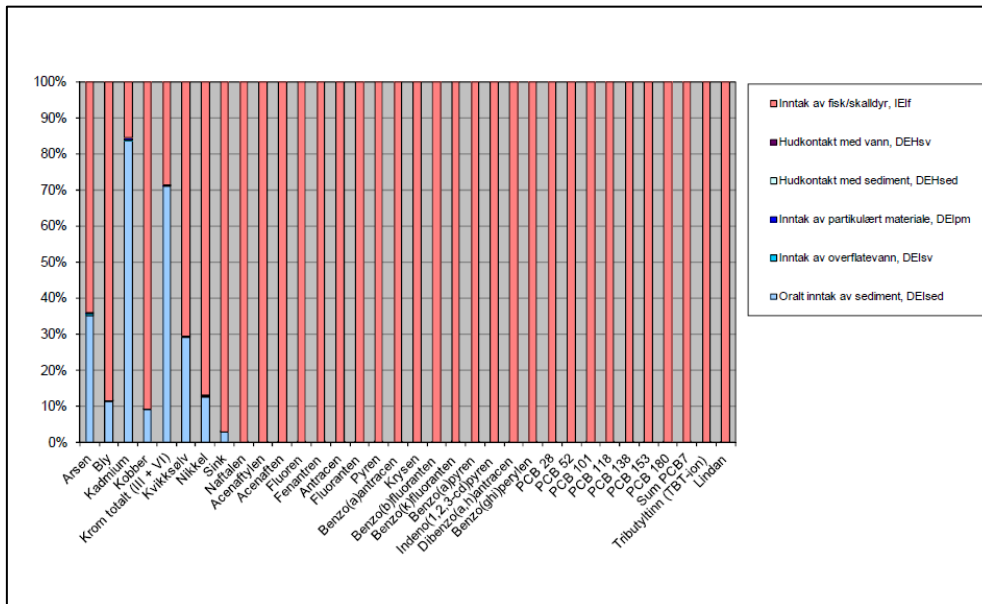
Fordeling av spredningsmekanismer for hele Aspevågen er vist i Figur 5-2 [2]. Figuren viser at mekanisk spredning som skyldes erosjon og oppvirvling fra skipsaktivitet (markert med grønn farge) er en viktig spredningsmekanisme for mange av tungmetallene og delvis for tyngre PAH-forbindelser og noen PCB-kongenere. For tyngre PAH-forbindelser og for PCB er det biologisk aktivitet (markert med gul farge) som er den sentrale spredningsmekanismen. Diffusjon (blå farge) har størst betydning for spredning av lettere PAH-forbindelser, for metaller og TBT.



Figur 5-2 Fordeling av spredningsmekanismer hele Aspevågen. (kilde: [2])

5.2.2 Human helse

Human helse har vært vurdert ut i fra flere mulige eksponeringsveier. Betydningen av eksponeringsveiene for hele Aspevågen er vist i Figur 5-3. Eksponeringsveiene varierer mellom de forskjellige stoffene, og stoffenes egenskaper.



Figur 5-3 Prosentvis fordeling av eksponeringsmekanismer for hele Aspevågen, basert på middelverdier voksne. Grafen illustrerer hvilke eksponeringsveier som er viktigst for de aktuelle forbindelsene (Kilde: [2]).

Figuren viser at direkte inntak av fisk og skaldyr har størst betydning for samtlige organiske forbindelser, med tilnærmet 100 % av eksponeringen. Inntak av fisk og skaldyr utgjør størst risiko også for de fleste tungmetallene. Unntakene er kadmium og krom, der inntak av forurenset sediment er viktigste eksponeringsvei.

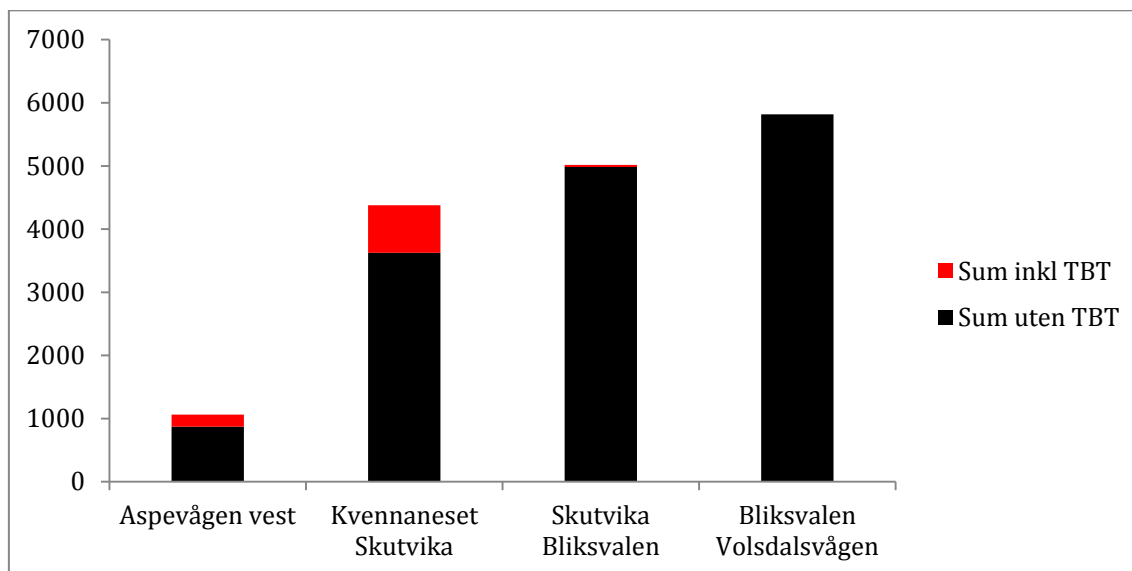
Kontakt med vann i Aspevågen er vurdert til ikke å utgjøre noen risiko for human helse.

Undersøkelser av miljøgifter i biota (torsk, hyse, krabbe og sandflyndre) har vist at inntak av undersøkte arter, ved prøvetidspunktet, ikke utgjorde noe særlig risiko for human helse [4]. Det foreligger ikke kostholdsråd for Aspevågen.

5.3 Samlet risiko

Økologisk risiko fra denne undersøkelsen[1] og Trinn 2 risikoberegninger for spredning og human helse[2] er summert og vist i Figur 5-4.

Figuren illustrerer samlet beregnet risiko for alle parametere, inklusiv og eksklusiv TBT. For delområdet «Bliksvalen – Volsdalsvågen» foreligger det ikke data for TBT.



Figur 5-4 Summerte overskridelser av risikogrenser for delområdene. Inklusiv og eksklusiv TBT. For delområdet Bliksvalen – Volsdalsvågen foreligger det ikke data med hensyn til TBT. Risiko er vist i antall ganger i forhold til risikogrenser og er basert på middelerdier.

Figuren viser at risikoen er høy for samtlige områder, hvor summerte overskridelser varierer fra ca. 1000 og opp til nesten 6000 ganger. Delområde «Bliksvalen – Volsdalsvågen» har høyest samlet risiko, etterfulgt av «Skutvika – Bliksvalen», «Kvenneset – Skutvika» og «Aspevågen vest».

TBT gir størst utslag i delområdene «Kvenneset – Skutvika» og «Aspevågen vest». For delområdet «Bliksvalen – Volsdalsvågen» foreligger det ikke data for TBT.

6 Tiltaksvurderinger

6.1 Mål for tiltak, akseptkriterier

For Aspevågen har Ålesund kommune utarbeidet følgende miljømål: «*Fjordene i Ålesund kommune skal forvaltes ut fra et langsiktig og bærekraftig perspektiv som tilfredstiller en økologisk tilstand i fjordene som gjør at de også i framtiden kan benyttes i forbindelse med ulike fritids- og yrkesaktiviteter. Det er av særlig interesse å opprettholde fjordene som gyteområder for fisk, og spesielt torsk. All fisk og skalldyr i fjordene skal være trygg å spise.*»

Miljøkvalitetsmålene er ytterligere konkretisert med følgende strategiske målsetninger:

- a) *Alle tilførsler av miljøgifter til fjordene skal stoppes. Metoden for dette må vurderes i hvert enkelt tilfelle.*
- b) *Ingen av fjordene skal være underlagt kostholdsrestriksjoner. I samarbeid med Mattilsynet følges dette opp gjennom periodiske undersøkelser.*
- c) *Innen 2020 skal fjordene ha en kvalitet på minimum Klifs tilstandsklasse II.*

Miljømål, mål for tiltak og akseptkriterier for Aspevågen fremgår i detalj av kapittel 12 i Multiconsult rapport 413759 -1[2].

6.2 Anbefaling om tiltak

Behovet for gjennomføring av tiltak er vurdert opp mot miljømål og strategiske målsetninger som er utarbeidet for fjordområdet[2]. Beregningene viser at den økologiske risikoen er uakseptabel og at forurensningen utgjør en reell risiko. I tillegg er det målte miljøgiftinnholdet i sedimentene høyt i forhold til akseptkriteriene som er gitt i risikoveilederen og strategisk målsetning c.

Tilstanden i sedimentene tilfredsstiller ikke miljømålene for fjordområdet, og det konkluderes med at tiltak må gjennomføres for å bedre tilstanden.

Det er en forutsetning at opprydding, evt. sikring av lokaliteter på land utføres før eventuelle tiltak i sjø igangsettes.

6.3 Tiltaksalternativer

Alternative metoder for gjennomføring av tiltak er tidligere beskrevet av Multiconsult[2]. Det ble foreslått tre alternativer for tiltak, og kombinasjoner av disse vil være aktuelt:

- Mudring
- Tildekking
- Avvente situasjonen og la restitusjon skje naturlig, og overvåke utviklingen

Mudring vil være foretrukket metode i grunne områder og på steder hvor det er behov for økt dybde, eller å opprettholde dybde (skipsleder, kaier etc.). Mudring kan også være nødvendig for bedring av stabilitet ved utfylling eller annen byggeaktivitet som berører sjøbunnen.

Tildekking vil være en foretrukket metode for lokaliteter der vanndyp, sedimenttyper og topografi ligger til rette for dette. Lokale akseptkriterier og målsetninger kan da raskt oppfylles. Tykkelsen av et dekkelag må være tilstrekkelig til at nyetablert fauna ikke blander opp underliggende forurensede sedimenter (bioturbasjon), samt at diffusjon ikke reduserer effekten av tiltaket. Det er også viktig at dekkmassene har egenskaper som er tilpasset lokale strøm- og erosjonsforhold – spesielt i områder hvor det er risiko for oppvirvling fra skipstrafikk.

Det drives forsøk med bruk av aktive overdekningsmasser (olivinsand, kalk, aktivt kull, opticap, etc.). Felles er at det kan benyttes aktive masser som har egenskaper som binder forurensningskomponenter, og som dermed sikrer ytterligere mot utlekking (diffusjon) av forurensning fra sedimentene under.

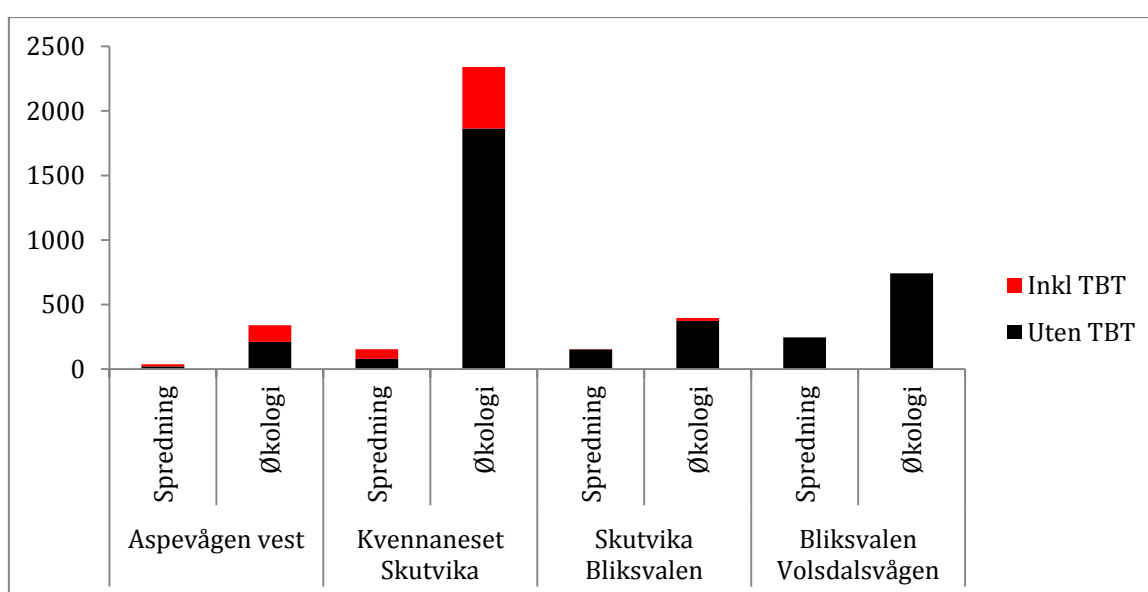
Bedring av tilstanden ved **naturlig restitusjon** vil skje som følge av nedbrytning, fortykning / spredning, og av at de forurensede sedimentene over tid overdekkes av nyere tilførte sedimenter. Den naturlige materialtilførselen og sedimentasjonshastigheten er normalt lav i kystnære og løsmassefattige områder, som i Aspevågen, og dypere områder mottar jevnlig forurensning fra grunne områder ved resuspensjon og spredning. Det kan derfor ta lang tid å oppnå en tilstand som imøtekommer målsetningene. Tildekking og utfyllinger i grunne områder (0 – 20 m) kan fremme "naturlig" restitusjon i dypere områder, gjennom tilførsel av rene partikler.

6.4 Rangering av delområder

Undersøkelser og vurderinger indikerer at det er uakseptabel risiko med hensyn til økologi, spredning og human helse i alle delområdene.

Teoretiske risikoberegninger i Figur 5-1 viser at den største risikoen i samtlige delområder er knyttet til human helse. Inntak av fisk og skalldyr og direkte inntak av sedimenter er viktigste eksponeringsveier, jf. Figur 5-3. Undersøkelser av miljøgifter i fisk og skalldyr viser likevel at miljøgiftinnhold i undersøkte arter ved prøvetidspunktet var lav[4]. Dette er begrensede undersøkelser, og det foreligger ikke kostholdsråd for Aspevågen som følge av denne. I tillegg er inntak av forurenset sediment vurdert og ikke utgjøre noe særlig risiko som følge av liten sannsynlighet for slik eksponering i dette området.

Risiko knyttet til spredning og økologi er derfor vektet høyere ved rangering av delområdene. Summert overskridelse av risikogrenser for økologi og spredning er vist i Figur 6-1.



Figur 6-1 Overskridelser av grenseverdier for spredning og økologi, vist med og uten TBT. Overskridelser vises i antall ganger og er basert på middelveier. Det foreligger ikke data for TBT i delområde «Bliksvalen – Volsdalsvågen».

Figuren viser at risiko i delområde «Kvenneset – Skutvika» er klart størst, etterfulgt av område «Bliksvalen – Volsdalsvågen», «Skutvika – Bliksvalen» og «Aspevågen vest».

Rangering av områdene i forhold til risiko for spredning og økologi er vist i Tabell 6-1.

Tabell 6-1 Rangering av delområder etter Trinn 2 risikovurdering. Uten human helse risiko.

Risiko	Høyest			Lavest
Delområde	Kvenneset - Skutvika	Bliksvalen - Volsdalsvågen	Skutvika - Bliksvalen	Aspevågen vest

6.5 Valg av tiltak

Risikoen fra forurensning i sedimentene, enten det knyttes til spredning, økologi eller human helse, forbindes primært med det øverste bioaktive laget. Dette vil i praksis være de øvre 10 til 20 cm av sedimentene. Eventuelle tiltak må derfor rettes mot sikring av dette sjiktet.

Eventuell mudring av sedimenter utløser en utfordring med disponering av forurensede masser. Det eksisterer ikke deponeringsløsninger for forurensede masser i nærheten av Ålesund. Eventuelle mudringsmasser må da legges i strandkantdeponi, eller transporteres til nærmeste egnede deponi. Mudring uten etterfølgende overdekning fjerner erfaringsmessig ikke all forurensning. Dersom mudring er et alternativ vil det da også sannsynligvis bli behov for etterfølgende tildekking i mudrede arealer.

Dybdeforholdene i Aspevågen er generelt gunstige med gode seilingsdyp til de fleste kaiene. Tildekking peker seg derfor ut som et godt egnet saneringstiltak i dette tilfellet.

Undersøkelser og vurderinger har avdekket at det er påkrevet med saneringstiltak i store deler av Aspevågen, og også dersom en samholder forurensningsgrad og risikoforhold i Aspevågen med andre havner og fjordområder i Norge, der det nå enten planlegges, utføres eller er utført saneringstiltak. Men av praktiske og økonomiske årsaker bør en i første omgang prioritere tiltak i delområder med begrenset vanddyp.

Tiltak bør først utføres i de grunneste og mest risikobeheftede områdene, som videre foreslås oppdelt i områder avhengig av trafikk;

- a) Områder som trafikkeres av større fartøyer --> tiltak utføres ned til 20 meter.
- b) Områder som kun trafikkeres av mindre fartøyer --> tiltak utføres ned til 15 meter.

Fra land bør det tas utgangspunkt i en dybde hvor sedimentene ikke er utsatt for bølgeerosjon, i praksis fra ca. 5 meter vanddyp og dypere.

Det vil være lite hensiktsmessig å dekke til områder hvor sedimentene er grove (eroderte), dvs. i hovedsak inntil kaier.

Forutgående mudring vil være aktuelt for delområder der tilførsel av tildekningsmasser kommer i konflikt med seilingsdybde. Mudring kan også være aktuelt dersom områder skal fylles ut, av hensyn til stabilitet og byggetekniske krav (dvs. mudring før utfylling).

I andre deler av Aspevågen dypere enn 20 meter anbefales det at tiltak foreløpig ikke gjennomføres, men avventes til det er dokumentert at tildekking i grunnere områder har en positiv effekt, og hvordan dette eventuelt påvirker situasjonen i dypere områder.

Tiltak i grunne områder antas også å ville framskynde en naturlig restitusjon av dypere områder.

6.6 Prioritering av tiltaksområder

Generelt er forurensningen i Aspevågen konsentrert til finkornede sedimenter i dypereliggende områder, områder uten påvirkning av skipstrafikk / propellersjøl (dvs > 20 m) og i områder nær særlige forurensningskilder.

I de vurderte delområdene er følgende sjøområder aktuelle for tiltak:

1. «Aspholet» og omkringliggende sjøbunnsarealer nord og øst for Kvenneset
2. Nord for Skutvikpiren, avgrenset av containerkaia i vest og Prestebrygga i øst.
3. Sjøgata, nord for den nye Stornespiren langs Sjøgata og østover mot Bliksvalen.
4. Volsdalsvågen

I område 1, 2 og 3 er det påvist høye konsentrasjoner av miljøgifter, samtidig som vanddyp, sedimenttyper og topografi ligger til rette for tildekning.

Område 4, Volsdalsvågen, er avskjermet ved en terskel i vest og terskler og grunner i sør. Trafikken av større båter er beskjeden i dette området, og sedimentene er generelt grove. Det er antatt en høy tilførsel av støv fra biltrafikk som gir høyere naturlig sedimentasjon. Det er videre aktuelt å fylle ut deler av dette området i forbindelse med bygging av firefelts vei inn mot Ålesund sentrum. Dette vil bidra til tildekning av områder på bunnen, både direkte av fylling og gjennom utvasking av finkorning materiale fra utfyllingsmassene.

I sum medfører dette at tildekning i første omgang ikke vil være foretrukket tiltak her.

Undersøkelsene har imidlertid avdekket områder med det som antas å være steinkulltjære på sjøbunnen. Denne forekomsten bør undersøkes nærmere og avgrenses, og anbefalt tiltak vil her være å fjerne tjæren fra sjøbunnen.

Forslag til tiltaksområder er vist i Figur 6-2.



Figur 6-2 Forslag til områder hvor tiltak bør gjennomføres. 1. Kvenneset («Aspholet»), 2. Nord for Skutvikpiren, 3. Sjøgata, 4. Volsdalsvågen.

Områdene er nærmere beskrevet i kapittel 7.

7 Tiltaksforslag

Tiltaksforslagene er utarbeidet på et overordnet nivå og foreslåtte tiltaksområder er ikke detaljkartlagt med hensyn til miljømessige, topografiske og geotekniske problemstillinger.

Dette er viktige forhold som må avklares i forbindelse med detaljprosjektering av tiltakene.

Tiltak er foreslått med utgangspunkt i utførte risikovurderinger, forurensningsnivå samt områdenes egnethet for gjennomføring av tiltak.

Vi vil igjen presisere resultatene fra utførte undersøkelser i Aspevågen tilsier at tiltak i hele fjordområdet på sikt kan være nødvendig, og at tiltakene som beskrives her er de som etter vår vurdering bør prioriteres og gjennomføres som et første trinn.

Vi vil også påpeke at foreslåtte tiltaksområder for en stor del ligger nær arealer på land hvor det er påvist forurenset grunn[2]. Det er en forutsetning at konkrete kilder på land saneres/sikres, før tiltak iverksettes i sjøen.

7.1 Kvenneset (Aspholet)

7.1.1 Miljøforhold

Sjøområdet er tilknyttet kilder på land som er kartlagt med høy grunnforurensning[2].

Sedimentene i området er påvist å være sterkt forurensede. Det er påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller, PAH-forbindelser, og TBT. Det er tidligere påvist svært høye konsentrasjoner av kvikksølv i området.

Forurensningen er spesielt høy i Aspholet, som er et lokalt sedimentasjonsbasseng.

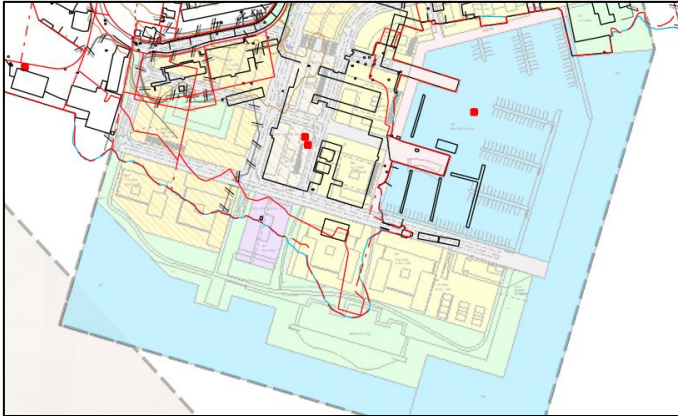
7.1.2 Aktiviteter

Området er lite trafikkert av større båter. Der ligger en småbåthavn her, men ut i fra vanddyb antas denne å representere liten risiko med hensyn til oppvirvling og spredning av sedimenter.

7.1.3 Planer / utbygginger

Det er nylig utarbeidet en privat reguleringsplan for området fra Kvenneset til Skjerva³. Planen omfatter blant annet utfylling av sjøområder sør og øst for Kvenneset. Utsnitt av planen med planlagte utfyllinger er vist i *Figur 7-1*. Fyllingsfoten vil ha et betydelig større avtrykk enn omfanget som er vist i figuren, forutsatt at utfyllingen utføres i henhold til reguleringsplanen. Dette innebærer at en realisering av denne reguleringsplanen vil bidra til tildekking av en stor andel av de forurensede sedimentene i dette området.

³ <http://www.alesund.kommune.no/fakta-om-alesund/reguleringsplanen/godkjente-reguleringsplaner/4433-omradereguleringsplan-for-kvenneset-pa-aspoa>



Figur 7-1 Utsnitt av kart over Kvenneset hvor reguleringsplan er lagt som gjennomsiktig lag over situasjonskart. Figuren viser omfang av planlagte utfillinger ved Kvenneset. (kilde: kart.alesund.kommune.no)

7.1.4 Tiltaksanbefaling

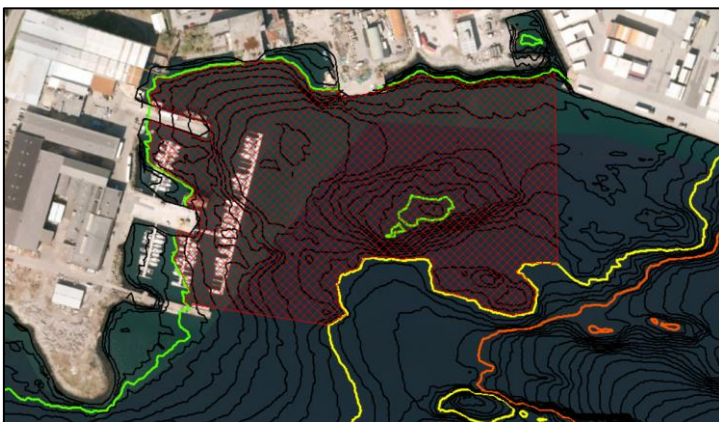
Utfylling i henhold til reguleringsplanen bør utføres på en måte som sikrer forurensningen på sjøbunnen. Dette må ivaretas gjennom detaljprosjektering av utfyllingen.

Tildekking av sedimenter nord og øst for planområdet (bl.a. Aspfolet) kan med fordel gjøres samtidig med utvikling og utbygging av tiliggende landarealer og utfyllinger.

Helt i øst ligger containerkaia avgrenset av Skutvikpiren. Sedimentene ved containerkaia er utsatt for erosjon fra propellstrømmer og består av grovkornig materiale[4]. Tidligere undersøkelser viser at sedimentene ved kaia allerede har sterkt redusert miljøgiftinnhold, sannsynligvis som følge av propellerrosjon. Tildekking inntil containerkaia vil følgelig være lite hensiktsmessig.

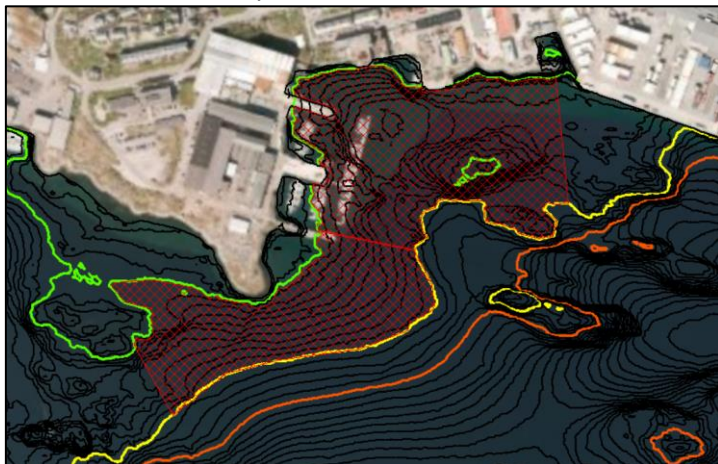
Tiltak foreslås i de arealene som grenser opp til planlagte utfyllinger i sørvest, og østover til sedimenter som er tydelig påvirket av propellerrosjon. Eksakt avgrensning må fastsettes som en del av detaljprosjekteringen.

Området er lite belastet av trafikk fra større båter, og har antatt rolige strømningsforhold. Tildekking anbefales derfor i første omgang utført i intervallet mellom 5 og 15 meters dybde. Anbefalt tildekkingsområde, slik det er vist i Figur 7-2, har et areal på ca. 60 000 m².



Figur 7-2 Anbefalt område for tildekking vist med rød skravur. Bunnkoter er vist som sorte linjer. Kote -5 er farget grønn, kote -15 er farget gul og kote -20 er farget oransje.

Dersom utbyggingsprosjektene ved Kvenneset ikke realiseres bør anbefalt tildekkingsområde utvides og inkludere deler av områdene der utfylling er planlagt. Det utvidede tiltaksområdet, vist i Figur 7-3, har et areal på ca. 102 000 m².



Figur 7-3 Forslag til utvidet tiltaksområde dersom reguleringsplan for Kvenneset ikke realiseres.

7.2 Skutvika

7.2.1 Miljøforhold

Sjøområdet har tilknytning til kartlagte forurensningskilder på land[2].

I Skutvika er sedimentene forurenset av tungmetaller og organiske forbindelser. DNV har foreslått at omfanget av forurensning kartlegges og avgrenses, og at forurensete sedimenter dekkes til[4].

Det er kjent at sedimentene langs østsiden av containerkaien ved en tidligere anledning er mudret, og deler av sjøbunnen foran Quality Hotel Waterfront er tildekket med olivinsand.

7.2.2 Aktiviteter

Området er trafikkert av fiskebåter og lastefartøyer. Ålesund havn jobber med å flytte containerterminalen fra Skutvika til Flatholmen (bak byfjellet). Det antas at trafikkbelastningen i området vil avta som følge av dette.

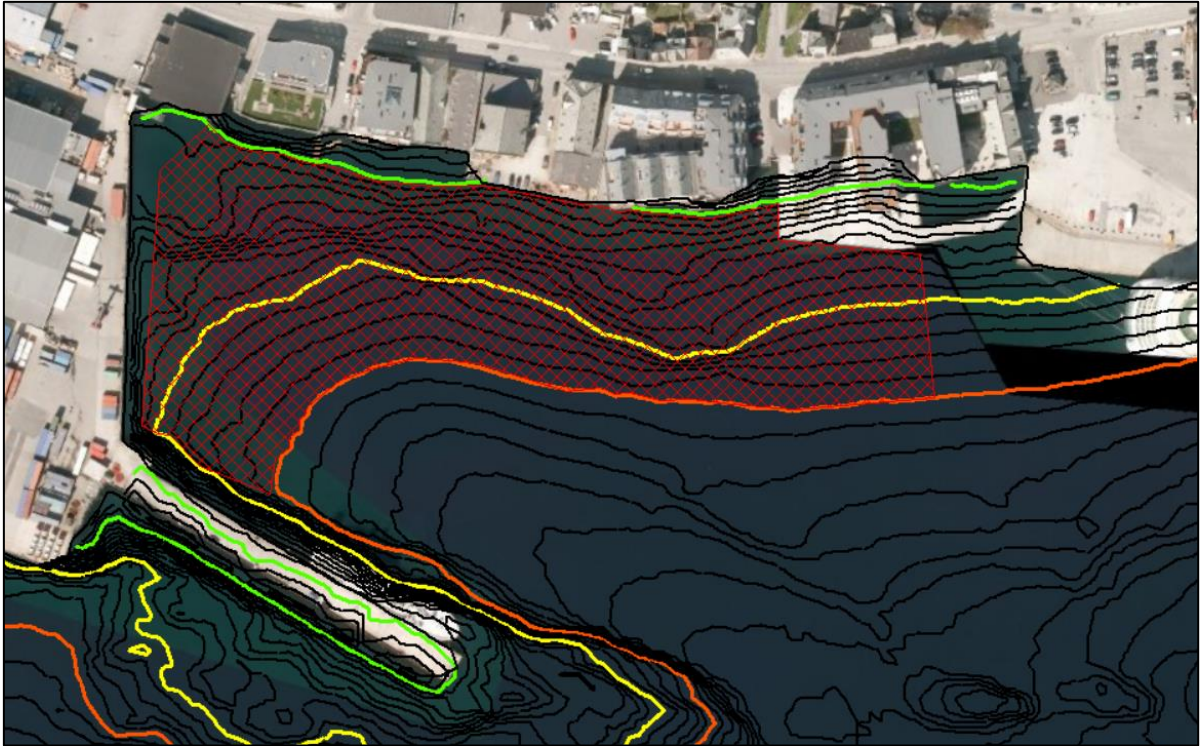
7.2.3 Planer / utbygginger

Vi har ikke kjennskap til planer om utbygging i området.

7.2.4 Tiltaksanbefalinger

Store deler av Skutvika prioriteres for tiltak. På grunn av belastning fra båttrafikk i området bør tiltaket utføres på sedimenter ned til 20 meters vanddyb.

Foreslått tildekningsområde har et omtrentlig areal på 28 000 m², slik det er vist i Figur 7-4.



Figur 7-4 Anbefalt område for tildekking mellom Skutvika og Prestebrygga vist med rød skravur. Bunnkoter er vist som sorte linjer. Kote -5 er farget grønn, kote -15 er farget gul og kote -20 er farget oransje.

7.3 Sjøgata

7.3.1 Miljøforhold

Det er ikke registrert kilder på land med grunnforurensning.

Analyser fra området viser at overflatesedimentene er forurenset i tilstandsklasse 5 for PAH, PCB og TBT. Det er tidligere foreslått at deler av området dekkes til ut til 20 meters dybde for å sikre forurensningen.

Foran kaiene Prestebrygga og Stornespiren er det tidligere gjort dykkerinspeksjon av bunnen. Her ble det observert et tynt lag sedimenter bestående av sand og grus over fjell, ut til ca 10 meter avstand fra kaifronten. Det er antatt at det er tilsvarende forhold ut til minst 20 meter dybde.

Tilsvarende forhold er også påvist i området østover fra Stornespiren.

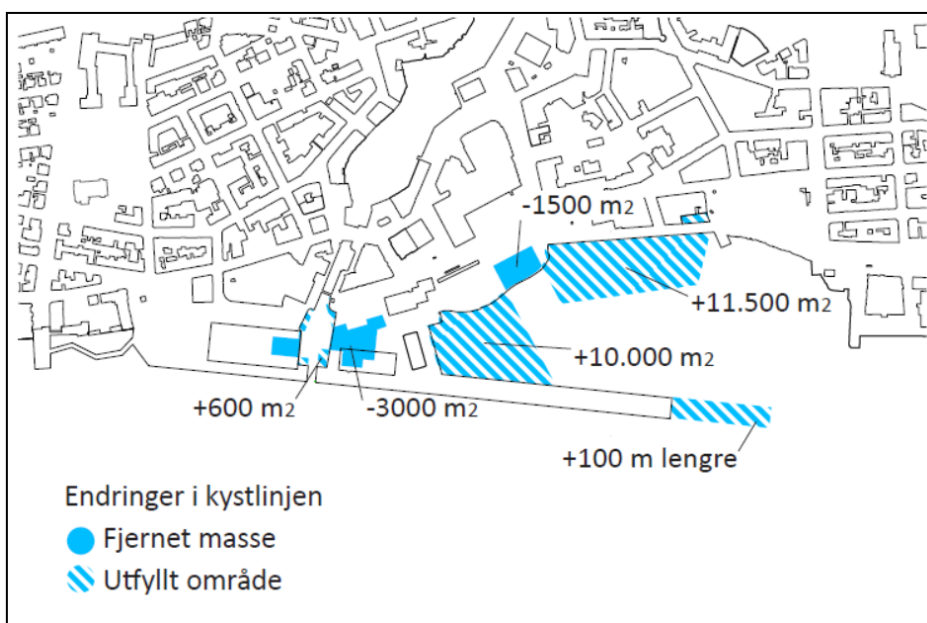
7.3.2 Aktiviteter

Området er periodevis sterkt trafikkert av cruisebåter, fiskebåter og rutegående hurtigbåt. Spesielt antas det å være betydelig risiko for oppvirvling og spredning knyttet til sjøområder på nordsiden av den nye Skutvikpiren og østover langs Sjøgata.

7.3.3 Planer / utbygginger

Ny reguleringsplan for Ålesunds sydside inkluderer blant annet omfattende utfyllinger av sjøfronten langs Sjøgata. Foreliggende plan medfører utfylling i to relativt store områder og utgraving med etablering av nye vannspeil i 3 områder.

Utfyllingene er vist i *Figur 7-5*, som er et utsnitt fra reguleringsplanen. Detaljer fremgår av reguleringsplanen for utbygging av Ålesunds sørside ⁴.



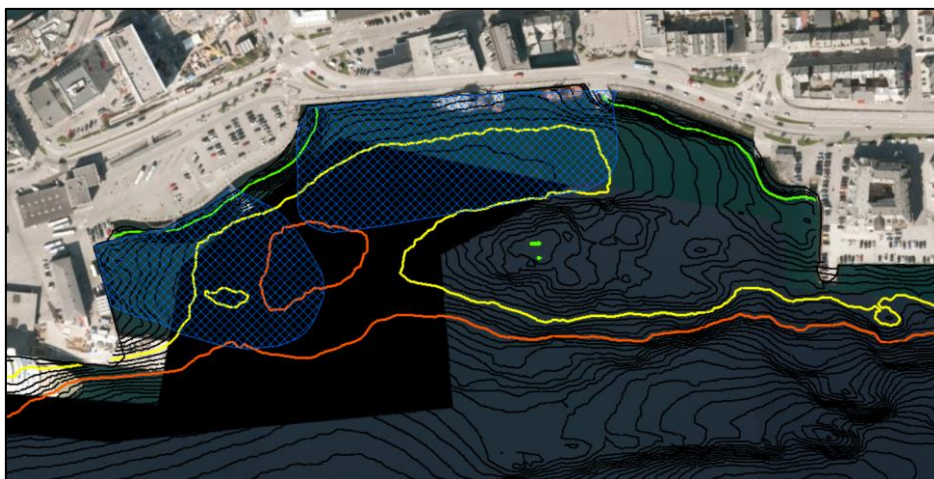
Figur 7-5 Detaljer fra planområdet – endring i kystlinje / inngripen på sjøbunnen. Figuren viser områder hvor det er planlagt å fjerne masse (lage nye vannspeil) og områder for planlagt utfylling (Gjelder ikke forlengelsen av cruisepiren. I dette området er utfylling ikke aktuelt).

⁴ <http://www.alesund.kommune.no/fakta-om-alesund/reguleringsplanen/vedtatt-planprogram/5608-fastsatt-planprogram-for-alesund-sentrum-sydside>

I forbindelse med utdyping av skipsleder i området planlegger Kystverket mudring av en grunne (Ballastgrunnen) like øst for de planlagte utfyllingene. Mudring av Ballastgrunnen bør med fordel utføres før eventuelle utfyllingstiltak utføres i området. Tidspunkt for mudringen er ikke kjent.

7.3.4 Tiltaksanbefaling

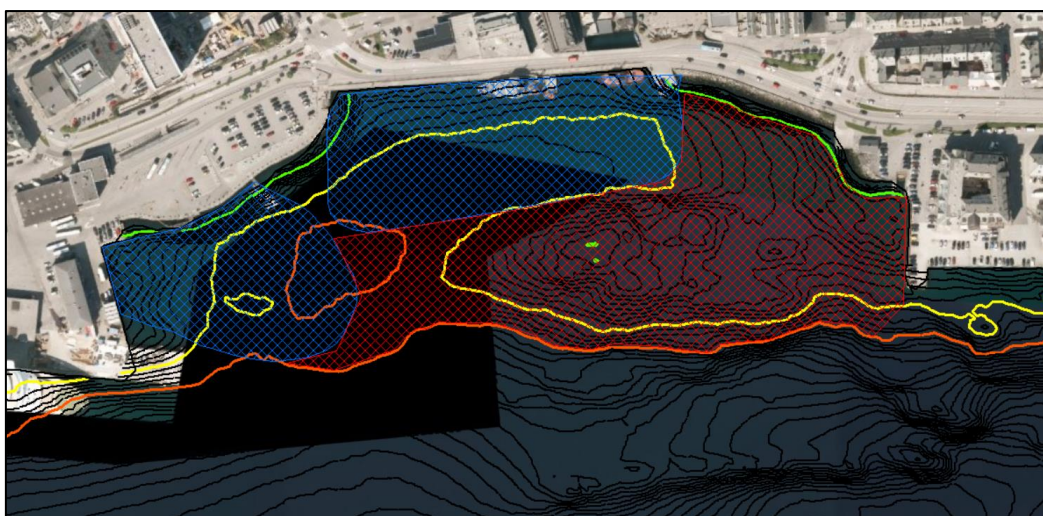
Planlagte utfyllinger øst for Stornespiren og langs Sjøgata vil dekke store deler av arealene som er grunnere enn 20 meter. Fyllingene omfatter arealer på henholdsvis 10 000 og 11.500 kvadratmeter, men avtrykket på sjøbunnen vil bli vesentlig større. Dette er illustrert på flyfoto i Figur 7-6.



Figur 7-6 Planlagte utfyllinger mellom Stornespiren og Bliksvalen vist med blå skravur. Skravuren viser antatt avtrykk av fyllingsfot. Bunnkoter er vist som sorte linjer. Kote -5 er farget grønn, kote -15 er farget gul og kote -20 er farget oransje.

Finstoff fra utfyllingene vil trolig bidra til tildekking av omkringliggende områder, i noen grad utenom fyllingene.

Sedimenter utenom fyllingene anbefales i første omgang tildekket ned til 20 meters dybde. Foreslått tiltaksområde er vist med rød skravur i Figur 7-7, og har et areal på ca. 32 000 m². Unntatt fra dette er Ballastgrunnen, hvor det skal mudres.



Figur 7-7 Anbefalt tildekkingsområde mellom Stornespiren og Bliksvalen, inkludert avtrykk av planlagt utfylling og Ballastgrunnen.

Sedimentene foran Prestebrygga og Storneskaia er påvist grove med antatt liten løsmassemektighet.

7.4 Volsdalsvågen

7.4.1 Miljøforhold

Området er knyttet til potensielle forurensningskilder på land[2].

Det er påvist antatt steinkulltjære på sjøbunnen foran det gamle gassverket [1]. Tjæren ligger åpen på sjøbunnen, og kan være en betydelig kilde for tilførsel av PAH-forurensning til miljøet.

Sedimentene er tidligere påvist forurenset med høye konsentrasjoner av enkelte tungmetaller og PAH-forbindelser[2].

7.4.2 Aktiviteter

Området trafikkeres normalt ikke av større fartøyer, og er for dypt til at manøvrering med småbåter vil kunne medføre erosjon og oppvirvling av sedimenter fra bunnen.

7.4.3 Planer / utbygginger

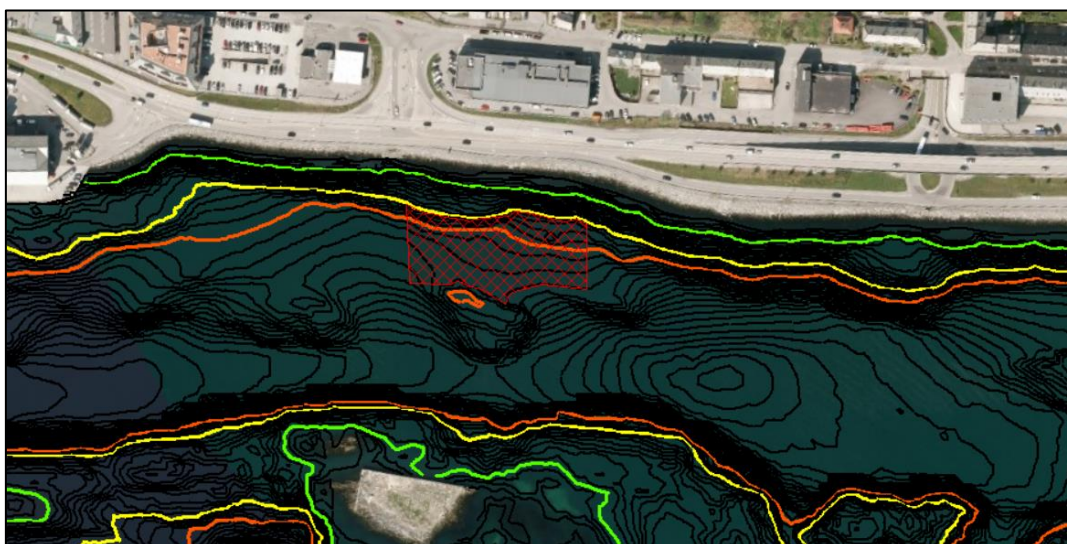
Det foreligger ikke kjennskap til planer om utbygginger i dette området ut over at området er innregulert til utvidelse av firefelts innfartsvei mot Ålesund sentrum. Det har også vært diskutert å fylle ut en sjete til Bålholmen, og østover på grunnområdet fra denne.

Dersom det blir aktuelt å fylle ut til bygging av vei eller sjete, vil dette bidra til å dekke til områder på sjøbunnen som følge av utfylling og tilførsel av finstoff fra fyllmasser.

7.4.4 Tiltaksanbefaling

Det anbefales at området hvor det er påvist steinkulltjære undersøkes, avgrenses og at tiltak vurderes særskilt for dette. Alle forekomster av ren tjære bør fjernes.

Område der det antas påkrevet med detaljundersøkelse og fjerning av steinkulltjære er vist i Figur 7-8.



Figur 7-8 Område i Volsdalsvågen der det kan forekomme steinkulltjære, og som må undersøkes nærmere. Bunnkoter er vist som sorte polylinjer. Kote -5 er farget grønn, Kote -15 er farget gul og kote -20 er farget oransje.

8 Kostnadsestimat

Kostnader med tildekking avhenger blant annet av areal, dyp, avstand fra land, bunntopografi, sedimenttyper, tildekningsmasser, lagtykkelser, metodevalg, etc., men vil normalt utgjøre i størrelsesorden 100 – 200 kr/m²[4].

Kostnadsestimater for tildekking, basert på erfaringstall, er vist i *Tabell 8-1*.

Tabell 8-1 kostnadsoverslag for tildekking i foreslåtte områder.

Område	Kostnad	Antall	Sum
Kvenneset	200 kr / m ²	60 000 m ²	12 000 000,-
Kvenneset utvidet	200 kr / m ²	102 000 m ²	20 400 000,-
Skutvika	200 kr / m ²	28 000 m ²	5 600 000,-
Sjøgata	200 kr / m ²	32 000 m ²	6 400 000,-

Estimatene tar ikke hensyn til utvidede miljøundersøkelser, geofysiske undersøkelser, utarbeidelse av anbudsdokumenter, og andre prosesser knyttet til gjennomføring av tiltak. Det antas at disse prosjekteringskostnadene dekkes opp av et påslag på i størrelsesorden 10 %.

I Voldalsvågen bør omfanget av tjæreforurensningen kartlegges før en eventuelt kan beregne kostnadene knyttet til eventuell mudring og tildekking.

Kostnader for mudring av forurensede sedimenter estimert til 100 – 200 kr/m³, og i tillegg kommer 150 – 700 kr/m³ for deponering av mudringsmassene[4].

9 Referanser

- [1] Multiconsult AS, "Ålesund kommune. Aspevågen. Biologiske effekter av sedimentforurensning. Felt- og datarapport.," Felt- og datarapport 415512-RIGm-RAP-001, May 2013.
- [2] Multiconsult AS, "Miljøundersøkelser i Aspevågen og Borgundfjorden – Forurensningskartlegging, risiko- og tiltaksvurderinger," Multiconsult AS, 413759 - R1, Jan. 2010.
- [3] NIVA, "Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Borgundfjorden - Fase 2. Aspevågen, Buholmstranda og Fiskerstrand," NIVA, Multiconsult, O-25237, Feb. 2006.
- [4] Det Norske Veritas, "Miljøundersøkelser i Ålesund havn," DNV, 2010-0997/ 12KMG9B-6 Rev. 01, Oct. 2010.
- [5] Klif, "Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter," Klif - Klima og forurensningsdirektoratet, Veileder TA-2229/2007, 2007.
- [6] Klif, "Risikovurdering av forurenset sediment," Klif - Klima og forurensningsdirektoratet, Veileder TA-2802/2011, 2011.
- [7] Klif, "Miljøgifter i sedimenter rundt Ålesund Havn. Resultater fra supplerende prøver fra tiltaksplanområdet.," Publikasjon TA 2426/2008.

Vedlegg 1 | Risikoberegninger Aspevågen vest

Bakgrunnsinformasjon

Beregnete porevannskonsentrasjoner er hentet fra Multiconsult rapport 413759 -1, målte porevannskonsentrasjoner fremgår av Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001.

Risiko for skade på organismer i sedimentet

Målt og beregnet miljøgiftinnhold i porevann er sammenstilt i Tabell 1. Innhold av enkeltforbindelsene er sammenlignet med grenseverdier for enkeltstoffer (PNEC_w).

Tabell 1 Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier for økologisk risiko. Tabellen viser den forholdsvise overskridelsen i antall ganger.

	Beregnet Cpv middel	Målt Cpv	PNEC _w	Beregnet Cpv/PNEC _w	Målt Cpv/PNEC _w
Arsen	0,00395	0,031	0,0048	0,822916667	6,46
Bly	0,000985	0,0922	0,0022	0,447727273	41,91
Kadmium	0,00000476	0,000403	0,00024	0,019833333	1,68
Kobber	0,00712	0,066	0,00064	11,125	103,13
Krom totalt (III + VI)	0,000384	0,00742	0,0034	0,112941176	2,18
Kvikksølv	0,0000182	0,000451	0,000048	0,379166667	9,4
Nikkel	0,00298	0,00377	0,0022	1,354545455	1,71
Sink	0,00353	0,11	0,0029	1,217241379	37,93
Naftalen	0,00139	0,000005	0,0024	0,579166667	0
Acenaftylene	0,000358	0,000005	0,0013	0,275384615	0
Acenaften	0,000265	0,000016	0,0038	0,069736842	0
Fluoren	0,000191	0,000005	0,0025	0,0764	0
Fenantren	0,000751	0,000005	0,0013	0,577692308	0
Antracen	0,000169	0,000005	0,00011	1,536363636	0,05
Fluoranten	0,000237	0,000005	0,00012	1,975	0,04
Pyren	0,000511	0,000012	0,000023	22,2173913	0,52
Benzo(a)antracen	0,0000402	0,000005	0,000012	3,35	0,42
Krysen	0,0000542	0,000005	0,00007	0,774285714	0,07
Benzo(b)fluoranten	0,0000256	0,000005	0,00003	0,853333333	0,17
Benzo(k)fluoranten	0,0000215	0,000005	0,000027	0,796296296	0,19
Benzo(a)pyren	0,000023	0,000005	0,00005	0,46	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,00000616	0,000005	0,000002	3,08	2,5
Dibenzo(a,h)antracen	0,00000158	0,000005	0,00003	0,052666667	0,17
Benzo(ghi)perylene	0,0000147	0,000005	0,000002	7,35	2,5
Sum PCB7	0,00000625	0,000035		mangler PNEC	mangler PNEC
TBT	0,0547	0,000027	2,1E-07	260476,1905	128,57

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene er beregnet med hensyn på utlekking av miljøgifter til frie vannmasser og vist i Tabell 2. Resultatene er sammenlignet med de samme grenseverdiene ($PNEC_w$) som er benyttet for risikovurdering for skade på organismer i sedimentene.

Tabell 2 Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, $PNEC_w$ (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):	
	$C_{sv, maks}$ (mg/l)	$C_{sv, middel}$ (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	1,90E-04	1,81E-04	4,8E-03	0,04	0,04
Bly	6,06E-04	5,74E-04	2,2E-03	0,28	0,26
Kadmium	2,04E-06	1,92E-06	2,4E-04	0,01	0,01
Kobber	3,56E-04	3,26E-04	6,4E-04	0,56	0,51
Krom totalt (III + VI)	4,26E-05	3,53E-05	3,4E-03	0,01	0,01
Kvikksølv	3,40E-06	2,84E-06	4,8E-05	0,07	0,06
Nikkel	2,22E-05	1,91E-05	2,2E-03	0,01	0,01
Sink	5,71E-04	5,30E-04	2,9E-03	0,20	0,18
Naftalen	1,19E-07	4,54E-08	2,4E-03	0,00	0,00
Acenaftilen	5,80E-08	3,29E-08	1,3E-03	0,00	0,00
Acenaften	1,48E-07	9,24E-08	3,8E-03	0,00	0,00
Fluoren	1,05E-07	4,14E-08	2,5E-03	0,00	0,00
Fenantren	5,27E-07	1,85E-07	1,3E-03	0,00	0,00
Antracen	1,70E-07	6,63E-08	1,1E-04	0,00	0,00
Fluoranten	5,88E-07	3,38E-07	1,2E-04	0,00	0,00
Pyren	4,90E-07	3,22E-07	2,3E-05	0,02	0,01
Benzo(a)antracen	3,02E-07	2,01E-07	1,2E-05	0,03	0,02
Krysen	3,18E-07	2,11E-07	7,0E-05	0,00	0,00
Benzo(b)fluoranten	3,01E-07	1,98E-07	3,0E-05	0,01	0,01
Benzo(k)fluoranten	2,70E-07	1,69E-07	2,7E-05	0,01	0,01
Benzo(a)pyren	3,65E-07	1,87E-07	5,0E-05	0,01	0,00
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,16E-07	1,38E-07	2,0E-06	0,16	0,07
Dibenzo(a,h)antracen	8,23E-08	4,26E-08	3,0E-05	0,00	0,00
Benzo(ghi)perylene	3,16E-07	1,41E-07	2,0E-06	0,16	0,07
Sum PCB7	1,27E-07	1,12E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
Tributyltinn (TBT-ion)	6,98E-05	1,20E-05	2,1E-07	332,18	57,37

Vedlegg 2 | Risikoberegninger Kvenneset – Skutvika

Bakgrunnsinformasjon

Beregnete porevannskonsentrasjoner er hentet fra Multiconsult rapport 413759 -1, målte porevannskonsentrasjoner fremgår av Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001.

Risiko for skade på organismer i sedimentet

Målt og beregnet miljøgiftinnhold i porevann er sammenstilt og vist i Tabell 3. Innholdet av enkeltforbindelsene er sammenlignet med grenseverdier for enkeltstoffer (PNEC_w).

Tabell 3 Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier for økologisk risiko. Tabellen viser den forholdsvise overskridelsen i antall ganger.

	Beregnet Cpv middel	Målt Cpv	PNEC _w	Beregnet Cpv/PNEC _w	Målt Cpv/PNEC _w
Arsen	0,00396	0,0494	0,0048	0,825	10,29
Bly	0,0012	1,11	0,0022	0,545454545	504,55
Kadmium	0,00000222	0,00236	0,00024	0,00925	9,83
Kobber	0,0127	0,526	0,00064	19,84375	821,88
Krom totalt (III + VI)	0,000322	0,0275	0,0034	0,094705882	8,09
Kvikksølv	0,000134	0,00131	0,000048	2,791666667	27,29
Nikkel	0,00494	0,0138	0,0022	2,245454545	6,27
Sink	0,00397	1,19	0,0029	1,368965517	410,34
Naftalen	0,00322	0,000017	0,0024	1,341666667	0,01
Acenaftilen	0,000873	0,000005	0,0013	0,671538462	0
Acenaften	0,00105	0,000005	0,0038	0,276315789	0
Fluoren	0,000896	0,000005	0,0025	0,3584	0
Fenantren	0,00258	0,000005	0,0013	1,984615385	0
Antracen	0,000601	0,000005	0,00011	5,463636364	0,05
Fluoranten	0,000691	0,000005	0,00012	5,758333333	0,04
Pyren	0,00141	0,000069	0,000023	61,30434783	3
Benzo(a)antracen	0,000129	0,000005	0,000012	10,75	0,42
Krysen	0,000168	0,000005	0,00007	2,4	0,07
Benzo(b)fluoranten	0,0000653	0,000005	0,00003	2,176666667	0,17
Benzo(k)fluoranten	0,0000593	0,000005	0,000027	2,196296296	0,19
Benzo(a)pyren	0,0000638	0,000005	0,00005	1,276	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,000016	0,000005	0,000002	8	2,5
Dibenzo(a,h)antracen	0,00000494	0,000005	0,00003	0,164666667	0,17
Benzo(ghi)perylene	0,0000373	0,000005	0,000002	18,65	2,5
Sum PCB7	0,000014	0,000035		mangler PNEC	mangler PNEC
TBT	0,238	0,0001	0,00000021	1133333,333	476,19

Risiko for skade på organismer som lever i vannmassene

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene er beregnet med hensyn på utlekking av miljøgifter til frie vannmasser og vist i Tabell 4. Resultatene er sammenlignet med $PNEC_w$ verdiene som er benyttet for risikovurdering av skade på organismer i sedimentene.

Tabell 4 Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Grense-verdi for økologisk risiko, $PNEC_w$ (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):	
	$C_{sv, maks}$ (mg/l)	$C_{sv, middel}$ (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	3,95E-04	3,79E-04	4,8E-03	0,08	0,08
Bly	8,87E-03	8,71E-03	2,2E-03	4,03	3,96
Kadmium	1,48E-05	1,41E-05	2,4E-04	0,06	0,06
Kobber	3,54E-03	3,23E-03	6,4E-04	5,53	5,04
Krom totalt (III + VI)	1,73E-04	1,52E-04	3,4E-03	0,05	0,04
Kvikksølv	1,11E-04	1,52E-05	4,8E-05	2,31	0,32
Nikkel	1,06E-04	8,99E-05	2,2E-03	0,05	0,04
Sink	7,33E-03	7,03E-03	2,9E-03	2,53	2,42
Naftalen	3,09E-07	1,78E-07	2,4E-03	0,00	0,00
Acenaftylene	1,25E-07	6,31E-08	1,3E-03	0,00	0,00
Acenaften	2,39E-07	1,22E-07	3,8E-03	0,00	0,00
Fluoren	6,48E-07	1,57E-07	2,5E-03	0,00	0,00
Fenantren	2,98E-06	8,51E-07	1,3E-03	0,00	0,00
Antracen	1,13E-06	2,64E-07	1,1E-04	0,01	0,00
Fluoranten	4,17E-06	1,42E-06	1,2E-04	0,03	0,01
Pyren	3,72E-06	1,52E-06	2,3E-05	0,16	0,07
Benzo(a)antracen	3,02E-06	9,19E-07	1,2E-05	0,25	0,08
Krysen	2,62E-06	9,55E-07	7,0E-05	0,04	0,01
Benzo(b)fluoranten	1,65E-06	7,67E-07	3,0E-05	0,06	0,03
Benzo(k)fluoranten	1,79E-06	6,82E-07	2,7E-05	0,07	0,03
Benzo(a)pyren	1,87E-06	7,64E-07	5,0E-05	0,04	0,02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,08E-06	5,49E-07	2,0E-06	0,54	0,27
Dibenzo(a,h)antracen	2,99E-07	1,56E-07	3,0E-05	0,01	0,01
Benzo(ghi)perylene	1,08E-06	5,56E-07	2,0E-06	0,54	0,28
Sum PCB7	2,54E-07	1,76E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
Tributyltinn (TBT-ion)	3,30E-04	6,98E-05	2,1E-07	1571,65	332,15

Vedlegg 3 | Risikoberegninger Skutvika - Bliksvalen

Bakgrunnsinformasjon

Beregnete porevannskonsentrasjoner er hentet fra Multiconsult rapport 413759 -1, målte porevannskonsentrasjoner fremgår av Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001.

Risiko for skade på organismer i sedimentet

Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner er sammenstilt i Tabell 5.

Porevannskonsentrasjonene er sammenlignet med grenseverdier for enkeltstoffer (PNECw).

Tabell 5 Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier for økologisk risiko. Tabellen viser den forholdsvise overskridelsen i antall ganger.

	Beregnet Cpv middel	Målt Cpv	PNECw	Beregnet Cpv/PNECw	Målt Cpv/PNECw
Arsen	0,00462	0,0302	0,0048	0,9625	6,29
Bly	0,00446	0,146	0,0022	2,027272727	66,36
Kadmium	0,00000528	0,0005	0,00024	0,022	2,08
Kobber	0,0217	0,0907	0,00064	33,90625	141,72
Krom totalt (III + VI)	0,000278	0,0084	0,0034	0,081764706	2,47
Kvikksølv	0,0000291	0,000997	0,000048	0,60625	20,77
Nikkel	0,00423	0,0044	0,0022	1,922727273	2
Sink	0,0109	0,193	0,0029	3,75862069	66,55
Naftalen	0,0141	0,000005	0,0024	5,875	0
Acenaftylen	0,00147	0,00011	0,0013	1,130769231	0,08
Acenaften	0,00267	0,000032	0,0038	0,702631579	0,01
Fluoren	0,00201	0,000043	0,0025	0,804	0,02
Fenantren	0,00726	0,000025	0,0013	5,584615385	0,02
Antracen	0,0023	0,000041	0,00011	20,90909091	0,37
Fluoranten	0,00213	0,00011	0,00012	17,75	0,92
Pyren	0,00406	0,00019	0,000023	176,5217391	8,26
Benzo(a)antracen	0,000305	0,000014	0,000012	25,41666667	1,17
Krysen	0,000359	0,00001	0,00007	5,128571429	0,14
Benzo(b)fluoranten	0,000182	0,000033	0,00003	6,066666667	1,1
Benzo(k)fluoranten	0,00012	0,000017	0,000027	4,444444444	0,63
Benzo(a)pyren	0,0002	0,000039	0,00005	4	0,78
Indeno(1,2,3- cd)pyren	0,0000349	0,00005	0,000002	17,45	25
Dibenzo(a,h)antracen	0,0000129	0,000005	0,00003	0,43	0,17
Benzo(ghi)perylene	0,0000949	0,000052	0,000002	47,45	26
Sum PCB7	0,00000698	0,000035		mangler PNEC	mangler PNEC
TBT	0,0103	0,0000048	2,1E-07	49047,61905	22,86

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene er beregnet med hensyn på utlekking av miljøgifter til frie vannmaser og vist i Tabell 6. Miljøgiftinnhold er sammenlignet med de samme grenseverdiene ($PNEC_w$) som er benyttet for risikovurdering for skade på organismer i sedimentene.

Tabell 6 Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Grense-verdi for økologisk risiko, $PNEC_w$ (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):	
	$C_{sv, maks}$ (mg/l)	$C_{sv, middel}$ (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	6,72E-04	3,63E-04	4,8E-03	0,14	0,08
Bly	4,30E-02	4,48E-03	2,2E-03	19,54	2,03
Kadmium	2,36E-05	7,25E-06	2,4E-04	0,10	0,03
Kobber	3,20E-02	3,32E-03	6,4E-04	49,95	5,19
Krom totalt (III + VI)	7,17E-04	2,59E-04	3,4E-03	0,21	0,08
Kvikksølv	1,42E-04	2,05E-05	4,8E-05	2,96	0,43
Nikkel	1,09E-03	1,88E-04	2,2E-03	0,49	0,09
Sink	4,00E-02	6,00E-03	2,9E-03	13,80	2,07
Naftalen	2,74E-05	3,20E-06	2,4E-03	0,01	0,00
Acenaftilen	3,42E-06	1,28E-06	1,3E-03	0,00	0,00
Acenaften	3,19E-05	4,93E-06	3,8E-03	0,01	0,00
Fluoren	2,39E-05	5,10E-06	2,5E-03	0,01	0,00
Fenantren	1,60E-04	3,45E-05	1,3E-03	0,12	0,03
Antracen	7,79E-05	1,30E-05	1,1E-04	0,71	0,12
Fluoranten	3,40E-04	5,65E-05	1,2E-04	2,83	0,47
Pyren	2,60E-04	4,45E-05	2,3E-05	11,30	1,93
Benzo(a)antracen	1,67E-04	2,51E-05	1,2E-05	13,91	2,09
Krysen	1,60E-04	2,44E-05	7,0E-05	2,29	0,35
Benzo(b)fluoranten	1,93E-04	2,74E-05	3,0E-05	6,44	0,91
Benzo(k)fluoranten	8,38E-05	1,88E-05	2,7E-05	3,10	0,70
Benzo(a)pyren	2,35E-04	2,92E-05	5,0E-05	4,69	0,58
Indeno(1,2,3-cd)pyren	9,51E-05	1,56E-05	2,0E-06	47,55	7,81
Dibenzo(a,h)antracen	3,37E-05	4,54E-06	3,0E-05	1,12	0,15
Benzo(ghi)perylene	1,31E-04	1,74E-05	2,0E-06	65,49	8,72
Sum PCB7	2,54E-06	9,88E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
Tributyltinn (TBT-ion)	1,40E-04	4,97E-05	2,1E-07	664,55	236,65

Vedlegg 4 | Risikoberegninger Bliksvalen - Volsdalsvågen**Bakgrunnsinformasjon**

Beregnete porevannskonsentrasjoner er hentet fra Multiconsult rapport 413759 -1, målte porevannskonsentrasjoner fremgår av Multiconsult rapport 415512-RIGm-RAP-001.

Risiko for skade på organismer i sedimentet

Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner er sammenstilt i Tabell 7. Konsentrasjonene er sammenlignet med grenseverdier for enkeltstoffer (PNEC_w). Overskridelser av PNEC_w er vist i antall ganger og uthevet med rødt.

Tabell 7 Målte og beregnede porevannskonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier for økologisk risiko. Tabellen viser den forholdsvise overskridelsen i antall ganger.

	Beregnet Cpv middel	Målt Cpv	PNECw	Beregnet Cpv/PNECw	Målt Cpv/PNECw
Arsen	0,00254	0,0382	0,0048	0,529166667	7,96
Bly	0,00056	0,363	0,0022	0,254545455	165
Kadmium	0,000001818	0,000632	0,00024	0,007575	2,63
Kobber	0,00454	0,248	0,00064	7,09375	387,5
Krom totalt (III + VI)	0,000182	0,0186	0,0034	0,053529412	5,47
Kvikksølv	0,0000464	0,000637	0,000048	0,966666667	13,27
Nikkel	0,0018	0,0126	0,0022	0,818181818	5,73
Sink	0,002	0,427	0,0029	0,689655172	147,24
Naftalen	0,0101	0,000005	0,0024	4,208333333	0
Acenaftylen	0,0127	0,000005	0,0013	9,769230769	0
Acenaften	0,00233	0,000005	0,0038	0,613157895	0
Fluoren	0,00552	0,000005	0,0025	2,208	0
Fenantren	0,0167	0,000005	0,0013	12,84615385	0
Antracen	0,00641	0,000005	0,00011	58,27272727	0,05
Fluoranten	0,00374	0,000005	0,00012	31,16666667	0,04
Pyren	0,00733	0,000016	0,000023	318,6956522	0,7
Benzo(a)antracen	0,000562	0,000005	0,000012	46,83333333	0,42
Krysen	0,000655	0,000005	0,00007	9,357142857	0,07
Benzo(b)fluoranten	0,000205	0,000005	0,00003	6,833333333	0,17
Benzo(k)fluoranten	0,000199	0,000005	0,000027	7,37037037	0,19
Benzo(a)pyren	0,000214	0,000005	0,00005	4,28	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,0000329	0,000005	0,000002	16,45	2,5
Dibenzo(a,h)antracen	0,00000886	0,000005	0,00003	0,295333333	0,17
Benzo(ghi)perylene	0,0000701	0,000005	0,000002	35,05	2,5
Sum PCB7	0,00000874	0,000035		mangler PNEC	mangler PNEC
TBT	mangler		2,1E-07	mangler	mangler

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene

Risiko for skade på organismer som lever fritt i vannmassene er beregnet med hensyn på utlekking av miljøgifter til frie vannmaser og vist i Tabell 8. Resultatene er sammenlignet med de samme grenseverdiene ($PNEC_w$) som er benyttet for risikovurdering av skade på organismer i sedimentene.

Tabell 8 Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, $PNEC_w$ (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til $PNEC_w$ (antall ganger):	
	$C_{sv, maks}$ (mg/l)	$C_{sv, middel}$ (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	2,32E-04	2,32E-04	4,8E-03	0,05	0,05
Bly	2,31E-03	2,31E-03	2,2E-03	1,05	1,05
Kadmium	3,05E-06	3,05E-06	2,4E-04	0,01	0,01
Kobber	1,19E-03	1,19E-03	6,4E-04	1,86	1,86
Krom totalt (III + VI)	7,44E-05	7,44E-05	3,4E-03	0,02	0,02
Kvikksølv	3,77E-06	3,77E-06	4,8E-05	0,08	0,08
Nikkel	5,60E-05	5,60E-05	2,2E-03	0,03	0,03
Sink	2,02E-03	2,02E-03	2,9E-03	0,70	0,70
Naftalen	3,87E-08	3,15E-08	2,4E-03	0,00	0,00
Acenaftilen	4,32E-08	2,93E-08	1,3E-03	0,00	0,00
Acenaften	2,91E-08	2,61E-08	3,8E-03	0,00	0,00
Fluoren	3,59E-08	2,61E-08	2,5E-03	0,00	0,00
Fenantren	6,78E-08	3,15E-08	1,3E-03	0,00	0,00
Antracen	4,34E-08	2,66E-08	1,1E-04	0,00	0,00
Fluoranten	5,66E-08	2,83E-08	1,2E-04	0,00	0,00
Pyren	1,00E-07	7,38E-08	2,3E-05	0,00	0,00
Benzo(a)antracen	3,82E-08	2,27E-08	1,2E-05	0,00	0,00
Krysen	3,63E-08	2,25E-08	7,0E-05	0,00	0,00
Benzo(b)fluoranten	2,61E-08	1,99E-08	3,0E-05	0,00	0,00
Benzo(k)fluoranten	2,58E-08	1,98E-08	2,7E-05	0,00	0,00
Benzo(a)pyren	2,61E-08	2,01E-08	5,0E-05	0,00	0,00
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,89E-08	1,77E-08	2,0E-06	0,01	0,01
Dibenzo(a,h)antracen	1,71E-08	1,69E-08	3,0E-05	0,00	0,00
Benzo(ghi)perylene	1,84E-08	1,76E-08	2,0E-06	0,01	0,01
Sum PCB7	1,04E-07	1,04E-07		mangler PNEC	mangler PNEC