

Oppdragsgiver
Harstad Kommune

Rapporttype
Miljø

2011-02-13

TILTAKSPLAN HARSTAD HAVN

9 – KONTROLLPROGRAM FØR OG ETTER TILTAK



FORORD

Rambøll og Akvaplan-niva har på vegne av Harstad kommune utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for Harstad havn. Tiltaksplanen omfatter følgende delrapporter:

Delrapport 1.	Bruksplan
Delrapport 2.	Kartlegging og overvåkning av utslipp til sjø
Delrapport 3.	Tiltak mot kilder på land
Delrapport 4.	Vurdering av tiltak i sjø
Delrapport 5.	Alternativ massedisponering
Delrapport 6.	Miljøtiltak og utbygginger
Delrapport 7.	Fremdriftsplan
Delrapport 8.	Detaljprosjektering av tiltak
Delrapport 9.	Kontrollprogram før og etter tiltak
Delrapport 10.	Kartlegging av kostnader for gjennomføring av tiltak
Delrapport 11.	Kartlegging av mulig finansiering
Delrapport 12.	Vurdering av renhetsmål
Delrapport 13.	Kildekarakterisering
Delrapport 14.	Geoteknisk forprosjekt
Delrapport 15.	Tiltaksplan

Planarbeidet har hatt følgende organisering:

Prosjektansvarlig:	Rådmann
Prosjektleder:	Anja Julie Nilsen
Styringsgruppe:	Rådmann Roald Andersen (Enhetsleder ØKO) Lennart Jenssen (Havnesjef) Jan Inge Lakså (Enhetsleder ABY)
Arbeidsgruppe:	Silje Gry Hansen Lennart Jenssen (Havnesjef) Børge Weines (ABY) Elin M. Nikolaisen (DRU) Therese Frivåg Lund (kommuneplanlegger) Helge Sjøberg (næringsrådgiver)

Rådgivernes prosjektgruppe (Rambøll og Akvaplan-niva) har hatt følgende organisering:

Oppdragsansvarlig og oppdragsleder	Vibeke Riis
Innledende oppdragsleder	Arnt-Olav Håøya
Fagansvarlig miljøtekniske vurderinger i sjø	Aud Helland
Ansvarlige for utarbeidelse av overvåkningsplan og undersøkelser i sjø	Anita Evenset (Akvaplan-niva), Guttorm N. Christensen (Akvaplan-niva) og Aud Helland
Fagansvarlig arealplanlegging	Lars Syrstad
Fagansvarlig anleggsprosjektering	Aslak Flore
Ansvarlig for Areal- og volumberegning og utarbeidelse av kart	Karen Brinchmann
Medarbeidere	Inger Johanne Søreide (geoteknikk), Trude Johnsen (arealplanlegging), Susanne Sandanger (forurenset grunn), Sture Persson (havn og kai).

Akvaplan-niva AS

Rådgivning og forskning innen miljø og akvakultur

Org.nr: NO 937 375 158 MVA

Polarmiljøseneteret

9296 Tromsø

Tlf: 77 75 03 00, Fax: 77 75 03 01

www.akvaplan.niva.no

**Rapporttittel / Report title****TILTAKSPLAN HARSTAD HAVN - 9 – KONTROLLPROGRAM****FØR OG ETTER TILTAK****Forfatter(e) / Author(s)**Anita Evenset, Akvaplan-niva
Aud Helland, Rambøll**Akvaplan-niva rapport nr / report no**

4876 - 1

Dato / Date

18.10.2010

Antall sider / No. of pages

31

Distribusjon / Distribution

Gjennom oppdragsgiver

Oppdragsgiver / Client

Harstad kommune

Oppdragsg. referanse / Client's reference

Anja Julie Nilsen

Sammendrag / Summary

Rambøll og Akvaplan-niva har utarbeidet en helhetlig tiltaksplan for forurenset sediment i Harstad havn. Tiltaksplanen bygger en helhetlig gjennomgang og vurdering av tverrfaglige mål, dokumentasjon og planer. Arbeidet er oppsummert i 12 delrapporter. Foreliggende delrapport tar for seg overvåkingsbehov under og etter tiltaksgjennomføring.

Prosjektleder / Project manager

Anita Evenset

Kvalitetskontroll / Quality control

Roger Velvin

© 2010 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	2
2.	MÅLSETNING	6
3.	OVERVÅKING VED GJENNOMFØRING AV TILTAK	7
3.1	Kartlegging av hydrografi.....	7
3.2	Turbiditetsmålinger	7
3.3	Vannprøver	8
3.4	Sedimentfeller	8
3.5	Passive vannprøvetakere	8
4.	OVERVÅKING ETTER TILTAK	11
4.1	Måloppnåelse	11
4.1.1	Bunnkonturkartlegging	11
4.1.2	Tildekkingslag	11
4.1.3	Sedimentkonsentrasjoner	12
4.1.4	Kostholdsråd	12
4.1.5	Stedbunden biota	14
4.1.6	Toksisitetstester	15
4.2	Strandkandepionier med gjenbruk av forurensede masser	16
4.2.1	Vannstandsmålinger.....	16
4.2.2	Tilsetting av tracersubstanser.....	16
4.2.3	Utlekking av miljøgifter	16
5.	PLAN FOR OVERVÅKING I HARSTAD HAVN	17
6.	REFERANSER	21

1. INNLEDNING

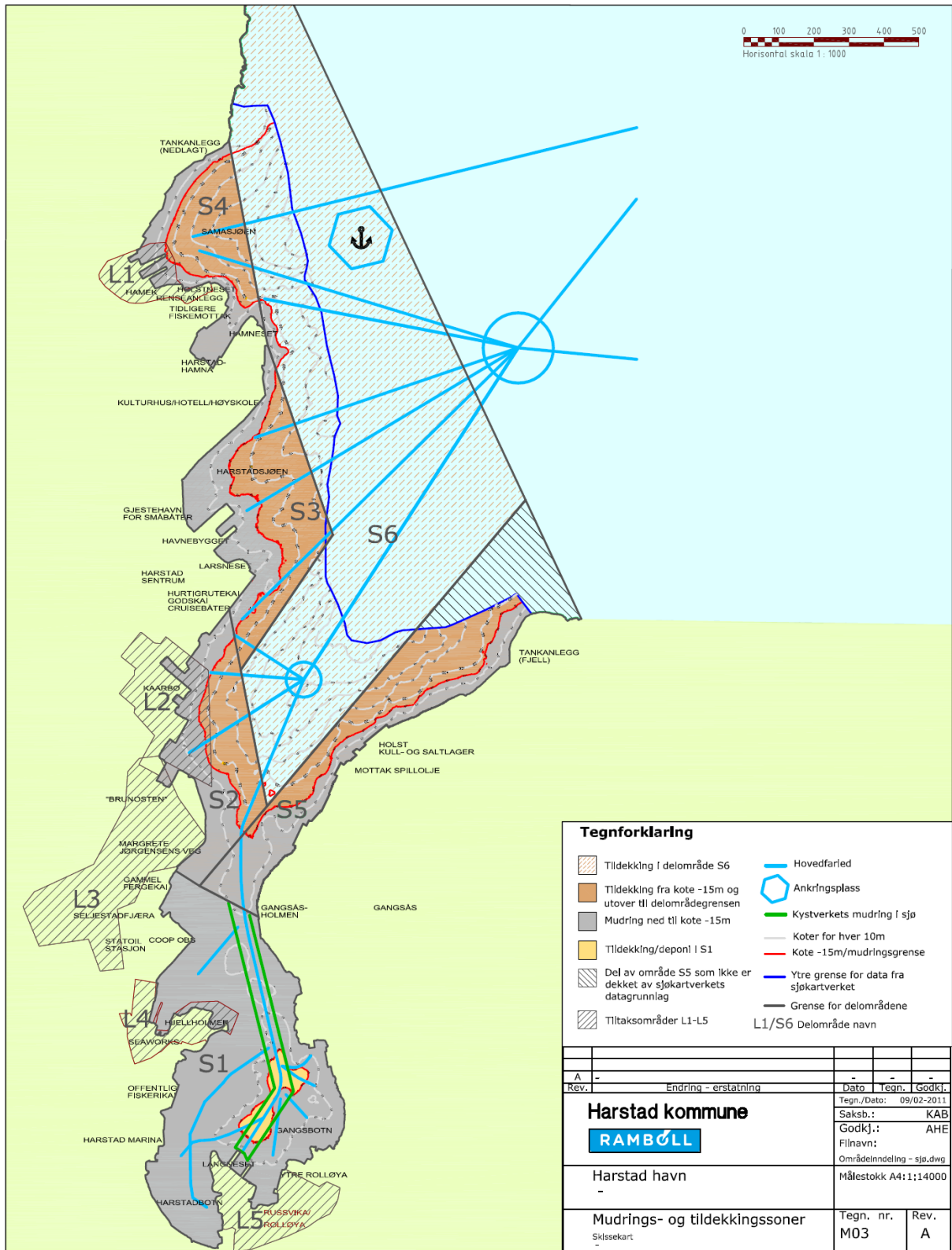
Harstad kommune har ca. 23 000 innbyggere. Harstad havn er en viktig havn som betjener industri og næringsliv, fiskerisektoren, basefunksjoner, passasjerer og turisme i tillegg til fritidsbåteiere. Ved siden av omfattende havnetrafikk har havneområdet vært dominert av flere mekaniske verksteder, slipper og småindustri som trelast, fryserier og kjøleanlegg. Det har dessuten tidligere foregått utstrakt import og omlasting av kull og olje i Harstad havn. Flere fyllinger med forurenset grunn drenerer mot Harstad havn.

Tidligere miljøundersøkelser har vist at sedimentet i Harstad havn er til dels sterkt forurenset (se oppsummering i Nybakk og Grini 2008, samt i Kvennås & Nybakk 2009). På bakgrunn av resultater fra de gjennomførte undersøkelsene er Harstad havn en av de prioriterte områdene i regjeringens handlingsplan for opprydding i forurenset sjøbunn, jfr. St. meld. nr. 14 (2006 - 2007) "Sammen for et giftfritt miljø". I handlingsplanen prioriteres det å iverksette tiltak for å stanse pågående tilførsler fra kilder på land og rydde opp i alvorlig forurensning i sjøbunnen i Harstad havn og tilgrensende sjøområder. I tillegg står Harstad havn på Klima og forurensningsdirektoratets (Klifs) liste over 17 prioriterte fjord- og havneområder hvor det anbefales konkret oppfølging i forhold til behov for tiltak for å forbedre miljøtilstanden.

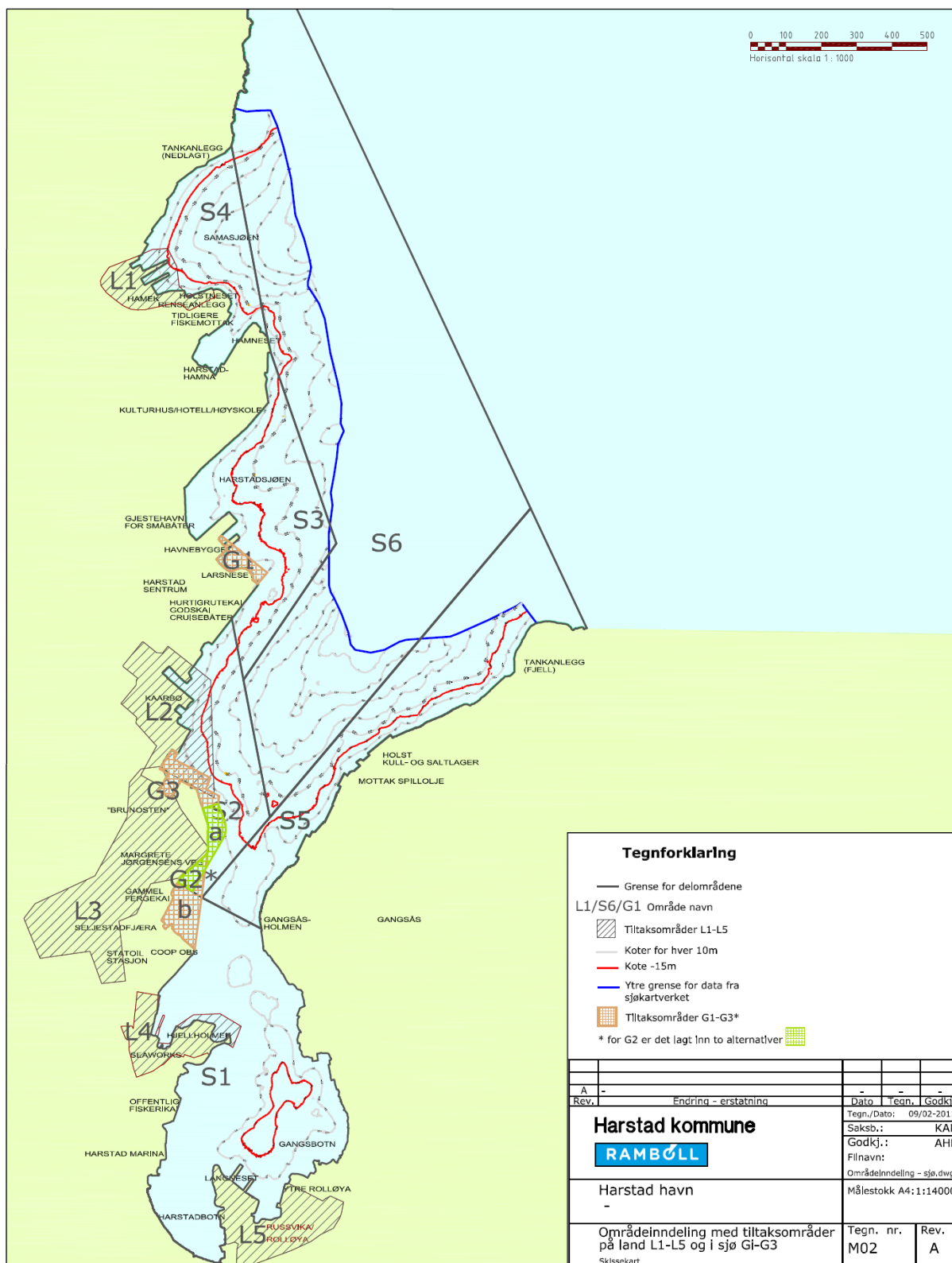
Risikovurderinger basert på spredningsberegninger, vurderinger av human helserisiko og toksisitet har vist at sedimentet i stort sett hele indre havn representerer en uakseptabel risiko for human helse og økologi (Kvennås & Nybakk 2009). Konklusjonen fra risikovurderingen var derfor at det bør gjennomføres oppryddingstiltak i alle deler av havnen (Kvennås & Nybakk 2009). Dette er bakgrunnen for tiltaksplanen som nylig er utarbeidet av Rambøll med innspill fra Akvaplan-niva og NIVA. I forbindelse med tidligere miljøundersøkelser har Harstad havn blitt delt inn i 6 ulike tiltaksområder (S1 – S6, se Figur 1). Basert på tilgjengelige data anbefales tiltak i delområde S1 til og med S4, samt i deler av område S5. To alternative scenarier er utredet (delrapport, 4, 5 og 6) og omfatter mudring og tildekking. Mudring anbefales i områder som er utsatt for erosjon. Dette er i prinsippet grunne områder <15 m, i Harstadbotn og langs byens vestsida, som mer eller mindre jevnlig trafikkeres av båter og skip (delrapport 4 og Figur 1). Utenforliggende dypere områder ut til yttergrensen av tiltaksområdet anbefales tildekket. I erosjonsutsatte områder anbefales mudring fremfor å dekke til, siden tildekking i slike områder stiller større krav både til utredning og til massenes egenskaper. Det mudres ned til rene sedimenter, anslagsvis 30 cm mektighet. De forurensete massene STSO-behandlet (stabiliseres) og gjenbrukes i konstruksjon ved Seljestadfjæra, Larsneset eller eventuelt ved Harstad skipsindustri ("Brunosten"). Disse lokalitetene har mulighet for mottak av 189 000 – 230 000 m³ masse (Figur 2 og delrapport 6).

Uansett hvilken tiltaksmetode som velges så er det viktig at tiltaksgjennomføringen overvåkes slik at det kontinuerlig kan kontrolleres at selve tiltaksgjennomføringen ikke fører til uakseptabel spredning av miljøgifter. Etter at tiltakene er gjennomført må området kontrolleres og overvåkes for å vurdere om målsettingene er oppnådd og for å sjekke at området ikke tilføres nye miljøgifter, verken fra gamle kildeområder eller fra deponier for forurensete masser. Overvåking/etterkontroll må designes slik at de kan svare på om de lokalt angitte miljømålene er oppnådd.

Informasjon om eventuelle problemer eller suksesser ved gjennomføring av tiltak er viktig for gjennomføring av fremtidige prosjekter, og vil være nyttige både for miljømyndigheter (Fylkesmenn, Klif), tiltakshavere, lokalbefolkning, miljøorganisasjoner, næringsliv, forskningsinstitusjoner og rettsinstitusjoner.



Figur 1. Områder for mudring og tildekking i Harstad havn.



Figur 2. Områder for kaiutbygging med disponeringsløsninger for forurenset sediment fra mudring i Harstad havn.

I de følgende kapitler gis en oversikt over overvåkingsmetoder som bør benyttes under og etter tiltaksgjennomføring i Harstad havn. Tidligere undersøkelser og overvåking danner grunnlaget for etterkontrollprogrammet. Måsetningen er å kontrollere måloppnåelse på en slik måte at sedimentkvalitet og utlekking fra aktive kilder kan dokumenteres og vurderes etter operative og

langsiktige miljømål. For å bedre forurensingssituasjonen i Harstad havn har kommunen vedtatt følgende langsiktige miljømål:

1. De lokale kildene til forurensning i havneområdet skal stoppes eller avgrenses så langt som mulig.
2. Det skal ikke være forbundet med risiko for human helse å være i kontakt med vannet i indre havneområde.
3. Kostholdsrådene skal oppheves.

Det er ønskelig at målene er oppnådd innen 10-15 år. Punkt 2 ansees å være oppnådd.

De anbefalte operative miljømålene (Kvennås & Nybakk 2009). dvs. målene som skal nås som en følge av tiltak (hvorav A og C er vedtatt av Harstad kommune), er:

- A. Konsentrasjonen av de styrende miljøgiftene i overflatesedimentene skal reduseres med 90%.
- B. Spredning av de styrende miljøgiftene fra sedimentene skal reduseres med 90 %.
- C. Det skal tilstrebes at ingen områder har overflatekonsentrasjon som overskrider Klifs tilstandsklasse III.

Overvåkingsprogrammet designes slik at det skal være mulig å vurdere måloppnåelse.

2. MÅLSETNING

Kontrollprogrammet er en videreføring av den kildekontroll som er dokumentert i delrapport 2. I tillegg anbefales utvidet kartlegging og dokumentasjon av styrende parametre før og under gjennomføring av tiltak. Etter tiltak anbefales kontroll og overvåkning som bidrar til å dokumentere grad av måloppnåelse. Enhetspriser for hver enkelt kontroll er estimert.

3. OVERVÅKING VED GJENNOMFØRING AV TILTAK

En overvåkingsplan må alltid tilpasses de aktivitetene som til en hver tid skal pågå. En detaljert overvåkingsplan med nøyaktige tidsangivelser kan derfor først utarbeides når en detaljert plan for gjennomføring av tiltak foreligger fra entreprenør. Ulike former for tiltak krever ulike overvåking, men det finnes en del generelle metoder som er vanlig å benytte ved ulike former for tiltak. Det har vært gjennomført flere kartlegginger i Harstad havn de siste 10 – 15 år, og disse undersøkelsene danner grunnlaget for overvåkingen som må gjennomføres under tiltaksgjennomføring, og etter at tiltak er gjennomført. I dette kapitlet gis en oversikt over metoder som har vært vanlige å benytte ved gjennomføring av tiltak mot forurenset sediment i norske havneområder, og som kan benyttes ved gjennomføring av tiltak i Harstad havn. I neste kapittel gis en oversikt over metoder som kan benyttes etter at tiltakene er gjennomført. Der det er relevant henvises det til undersøkelser som tidligere er gjennomført i Harstad havn og det gis anbefalinger for stasjonsplasseringer og overvåkingsfrekvens det dette er hensiktsmessig. Overvåkingen ved tiltaksgjennomføring vil til en hver tid måtte gjennomføres der mudring eller tildekking pågår, og plassering av utstyr eller målestasjoner vil avhenge av tiltaksgjennomføringen. Det er derfor ikke hensiktsmessig å fastsette stasjoner for tiltaksovervåking før etter dialog med utførende entreprenør.

Mudring og gjenbruk eller deponering av forurenset sediment vil medføre spredning av forurenset vann. Tiltakene må gjennomføres innefor tillatelse både ved mudringssted og i områdene hvor sedimentene behandles og gjenbrukes. For å påse at det ikke foregår spredning av miljøgifter ved vannbehandling og utslipp må overvåkingsstasjoner plasseres i nærheten av anleggsområder på land hvor avvanning gjennomføres.

3.1 Kartlegging av hydrografi

For å få god oversikt over risiko for spredning av partikler og miljøgifter under tiltaket bør det utføres hydrografiske målinger i området. Det er utført målinger over en periode i tidligere undersøkelser (Kvennås & Nybakk 2009). Disse bør imidlertid suppleres for å få et mer pålitelig bilde av de hydrografiske forholdene i havna. Kunnskap om de hydrografiske forholdene (strøm, temperatur og salinitet) vil være viktig i forbindelse med gjennomføring av tiltak og for å kunne vurdere optimal plassering av utstyr benyttet i overvåking.

3.2 Turbiditetsmålinger

Mens tiltakene gjennomføres er det viktig å forhindre spredning av miljøgifter. I Harstad havn er det hovedsakelig forhøyet nivå av organiske miljøgifter som er et problem. Disse miljøgiftene bindes i stor grad til partikler, og ved å måle mengden partikler (turbiditet) i vannet i området hvor mudring eller deponering foregår kan man få en god indikasjon på om det foregår en spredning av miljøgifter. Turbiditeten i området hvor tiltak pågår må alltid sammenlignes med turbiditet i et referanseområde, ettersom den naturlige turbiditeten i vannmassene vil variere (for eksempel som et resultat av algeoppblomstring eller vindindusert omrøring av vannmassene). Ved mudring er det vanlig at 2 – 3 turbiditetsmålere plasseres i ytterkant av mudringsområdet (100 – 200 m unna), samt en i et referanseområde (i god avstand fra mudringssted, men på om lag samme dyp som de andre målerne). I de fleste tilfeller benyttes automatiske forhåndsprogrammerte turbiditetsmålere som settes ut i faste oppankrede rigger. Disse kan programmeres til å utføre hyppige målinger, men resultatene vil kun vise forholdene i et forhåndsbestemt dyp. Målerne må sende data til ansvarlig overvåker, for eksempel via mobilnettet, og være tilknyttet en alarmfunksjon. Bruk av faste bøyer er best egnet når partikkelspredningen er begrenset i horisontal og vertikal retning. Dette er imidlertid ikke alltid tilfelle, så i tillegg til faste målestasjoner for turbiditet bør det gjennomføres manuelle målinger fra båt. Dette gir rom for målinger i flere dyp (dybdeprofiler) og i

flere ulike retninger. Manuelle turbiditetsmålinger bør dessuten benyttes ved vannprøvetaking for miljøgiftsanalyser (se under), slik at vannprøvene kan tas i områder med høy turbiditet. Det kan også være en fordel å kartlegge turbiditeten i havneområdet ved ulike aktiviteter (for eksempel båtanløp) i forkant av tiltaksgjennomføring for å ha bakgrunnsdata som viser "naturlige" variasjoner, dvs. variasjoner som ikke skyldes tiltak mot forurenset sediment. Ettersom turbiditeten varierer må man være forsiktig med å benytte absolutte verdier fra disse målingene som referanse. De vil kun gi informasjon om hvor store variasjoner andre aktiviteter i havneområdet medfører.

3.3 Vannprøver

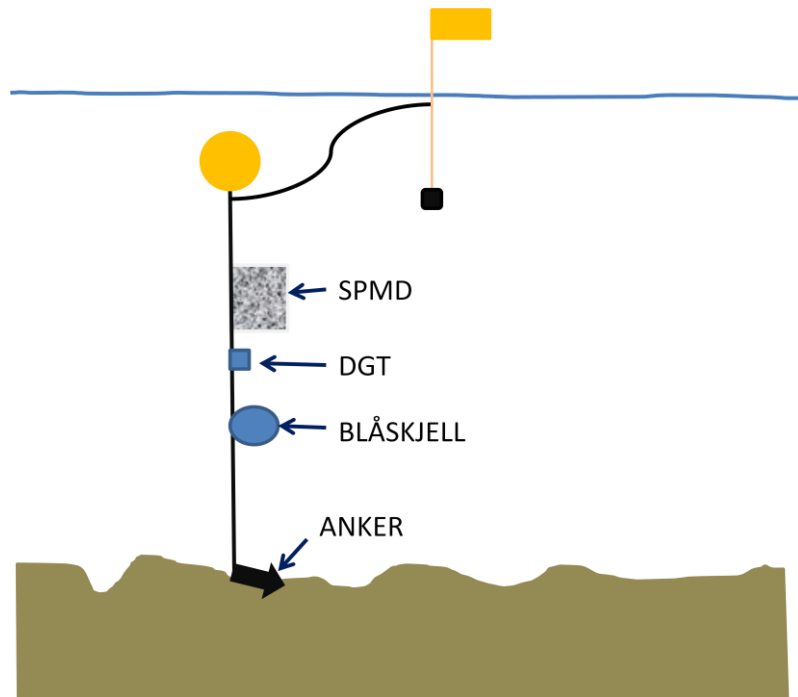
I tilfeller hvor turbiditeten overskrider en forhåndsdefinert verdi (for eksempel 3 - 5 x referanseverdi) tas det vannprøve, som analyseres for miljøgifter (PAH, PCB, TBT, metaller). Vannprøvene bør tas i det/de dyp hvor manuelle turbiditetsmålinger (alternativt målere på faste stasjoner dersom de står i flere ulike dyp) viser de høyeste verdier.

3.4 Sedimentfeller

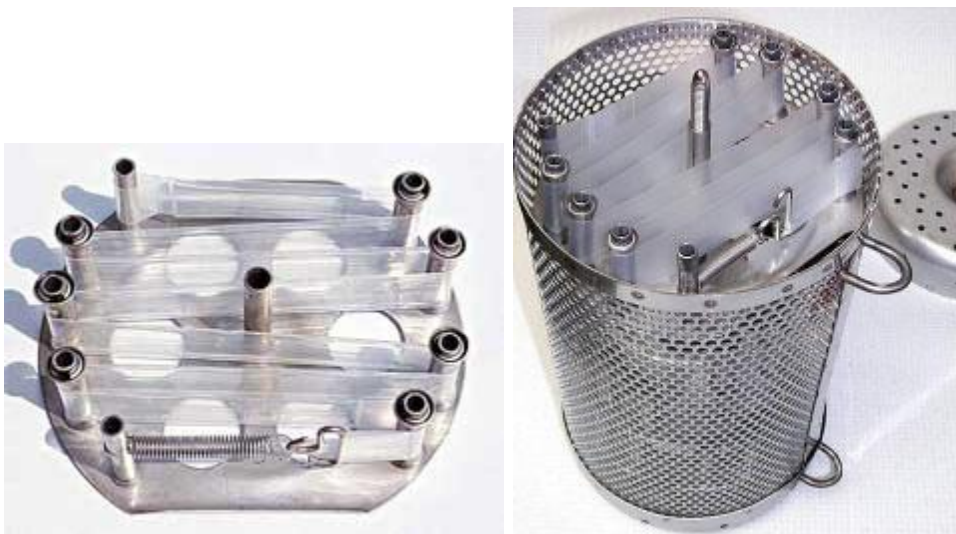
Sedimentfeller kan også benyttes til å overvåke tiltakene. Strømforholdene i Harstad havn er relativt rolige, noe som medfører at partikler som virvles opp sannsynligvis vil sedimentere i nærområdet (de dypere områder av havnebassenget). Sedimentfeller kan benyttes til å bestemme sedimentasjonshastigheten. Sedimentert materiale kan også analyseres for miljøgifter etter at fellene er tatt opp. For å få nok materiale til analyser av miljøgifter må imidlertid sedimentfeller stå ute i flere uker. Resultatene fra analyser av sedimentert materiale vil således kunne benyttes til evaluering i ettertid, men i liten grad til korrigeringer underveis. I Harstad er det gjennomført et begrenset antall analyser av materiale fra sedimentfeller (Kvennås & Nybakk 2009). De utførte undersøkelsene viste stor variasjon i sedimentasjon. Sedimentasjonen i Harstad er liten i forhold til en del fjordområder hvor større elver renner ut. De lokalt høye sedimentasjonshastighetene som ble registrert er sannsynligvis forårsaket av resuspenderte sedimenter, oppvirvlet av skipstrafikk. Det er viktig å ha god oversikt over området og hvilke aktiviteter som foregår for å velge riktig posisjon (både vertikalt og horisontalt) for utsetting av sedimentfeller. Med riktig posisjon menes at i denne skal man kunne måle effekten av prosessene i fokus. Man må altså kunne skille mellom effekt av mudring og effekt av propellerosjon. Resultater fra de allerede gjennomførte analysene bør suppleres, men vil kunne benyttes som referansedata for eventuelle nye analyser av sedimentert materiale.

3.5 Passive vannprøvetakere

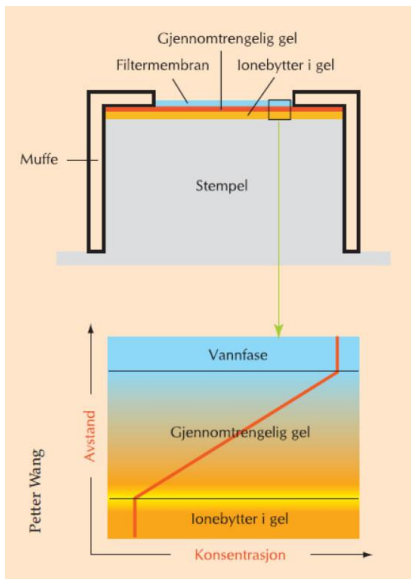
Passive prøvetakere kan benyttes til å overvåke om vannløste forbindelser fraktes ut av havneområdet når tiltak gjennomføres. Disse kan plasseres ut på rigger (se Figur 3) i ytterkant av tiltaksområdet (ved mudring, tildekking, vannbehandling). Ulike prøvetakere må benyttes for å overvåke spredning av organiske miljøgifter (SPMD'er, Figur 4) og metaller (DGT'er, Figur 5). Etter eksponering analyseres de passive prøvetakerne og man kan beregne konsentrasjonen av de ulike miljøgiftene i vannet som prøvetakerne har vært eksponert for. Det er imidlertid viktig at rigger med passive prøvetakere (referanseprøver) også plasseres ut i forkant av tiltak. I et forurenset havneområde vil det alltid lekke ut en del miljøgifter og "bakgrunnsnivået" av miljøgifter vil være forskjellig fra område til område. For å beregne hvor mye selve tiltaksgjennomføringen bidrar til spredning må man kjenne til hvor spredningen var uten tiltak. Resultatene fra analyser av referanseprøvene kan også benyttes til å vurdere i hvor stor grad tilstanden (konsentrasjonen av vannløste miljøgifter) har forbedret seg etter tiltaksgjennomføring. I Harstad har det vært plassert ut en del passive prøvetakere i forkant av tiltaksgjennomføring (Kvennås & Nybakk 2009; Evensen & Christensen 2010, delrapport 2). De fleste av disse har imidlertid vært plassert ut for å vurdere utlekking fra kilder, og de kan således ikke benyttes som referanser for passive prøvetakere som settes ut for å vurdere eventuell transport av vannløste miljøgifter i forbindelse med tiltak.



Figur 3. Skjematisk fremstilling av rigg som benyttes til utplassering av passive prøvetakere.



Figur 4. Venstre bilde viser en Semi Permeabel Membrane Devices (SPMD) montert på en spindel. Høyre bilde viser et metallbur med SPMDer montert.



Figur 5. Passiv prøvetaker - Diffusive Gradients in Thin films (DGT).

4. OVERVÅKING ETTER TILTAK

Overvåkingen som gjennomføres etter at tiltak er gjennomført vil ha to hovedformål. Det ene målet vil være å undersøke om miljømålene satt forut for tiltaksgjennomføringen er oppnådd (måloppnåelse) og det andre vil være å overvåke at de tiltak som er gjennomført (herunder først og fremst tildekking og deponering) fungerer som planlagt, dvs. at det ikke skjer uønsket utlekking av miljøgifter fra ny sjøbunn eller fra konstruksjoner med gjenbrukt forurenset sediment.

4.1 Måloppnåelse

4.1.1 Bunnkonturkartlegging

Det kan være vanskelig å vurdere hvor godt en mudring er gjennomført, dvs. om det etter mudring ligger igjen områder med gammel sjøbunn (områder som ikke er blitt mudret). For å vurdere dette bør bunnen i tiltaksområdet dybde-kartlegges nøyaktig både før og etter mudringen (± 5 cm). Dette kan gjøres ved bruk av et digitalt kartleggingssystem. Ved å sammenligne før- og etter-situasjonen kan man regne ut mudringsdypet og identifisere områder hvor det fremdeles ligger masser som bør fjernes. Dykkerinspeksjon kan også benyttes for å identifisere gjenliggende rygger/hauger. Sedimentene karakteriseres visuelt og dokumenteres ved videofotografering. Et annet alternativ er å benytte "Remotely operated underwater vehicle" (ROV) med undervannskamera.

4.1.2 Tildekkingslag

Områder som tildekkes må kontrolleres i etterkant for å kontrollere om tildekkingslaget har ønsket tykkelse. Dette kan gjøres ved å ta kjerneprøver av sedimentet (hvis massene er av en slik beskaffenhet at det lar seg gjøre) eller ved å benytte Sediment Penetrating Images (SPI) (Figur 6). Sedimentprofilfotografering (SPI) er en rask metode for visuell kartlegging og klassifisering av sediment og bløtbunnfauna. Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Et digitalt kamera med blitz er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben. Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Denne metoden er således best egnet ved dekklag inntil 20 cm tykkelse. Målingene kan suppleres med målepinner (med mål) som utplasseres på bunnen før tildekking. Mektighet av tildekkingslaget verifiseres med dykker eller ROV .

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksesjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (Rosenberg *et al.* 2004).

SPI undersøkelser kan med fordel gjentas etter 1 og 2 år for å følge utviklingen av ny sjøbunn, tildekkingslaget og etablering av fauna i begge typer tiltaksområde (mudret og tildekket sjøbunn).



Figur 6. Bilde tatt av sedimentprofil ved hjelp av Sediment Penetrating Images (SPI). Foto: Akvaplan-niva.

4.1.3 Sedimentkonsentrasjoner

I miljømålene for Harstad havn fastslås det at konsentrasjonen av de styrende miljøgiftene (TBT, PAH og Cu) i overflatesedimentet skal reduseres med 90 % ved gjennomføring av tiltak. Videre skal det tilstrebes at ingen områder ha overflatekonsentrasjoner som overskrider Klifs Tilstandsklasse III. For å kontrollere at dette er tilfelle må det tas prøver av overflatesedimentet etter at tiltak er gjennomført. Tidligere sedimentundersøkelser har ikke hatt som mål å gi en fulldekkende geografisk kartlegging av sedimentkvaliteten. I tillegg er de utført over et tidsrom på 10 – 15 år. Det kan derfor være vanskelig å benytte resultatene fra alle tidligere undersøkelser som referanseverdier før tiltak. Ved kontroll av mudringsområder er det vanlig å dele mudringsarealet i et 100 x100m rutenett hvor det tas 1 blandprøve (4 grabbskudd i hver rute slås sammen til en prøve) per rute. Det bør vurderes om det bør utføres en forundersøkelse som skaffer bakgrunnsinformasjon om tilstanden i mudringsområdet før mudring igangsettes, både i overflatesedimenter og i dypere lag. Det siste har stor betydning for mudringsvolum.

Prøvene analyseres for miljøgifter og for organisk karbon. Mudring og/eller tildekking vil endre det organiske innholdet i sedimentet, noe som betyr at spredning av miljøgifter (dvs. binding til sedimentet) kan endres.

Data fra de kjemiske analysene kan benyttes til å vurdere ny spredning fra sedimentene etter at tiltakene er gjennomført (i henhold til Bakke *et al.* 2007). Dette må gjøres for å vurdere om miljømål B (Spredning av de styrende miljøgiftene fra sedimentene skal reduseres med 90 %) er oppnådd.

4.1.4 Kostholdsråd

Det ble i 2010 utarbeidet reviderte kostholdsråd for Harstad havn (Mattilsynet): *"På grunn av forurensning med kvikksølv frarådes gravide og ammende å spise fileten fra torsk fanget i Harstad havn innenfor linjen mellom Trondenes kirke og tankanlegget på Gangsås (Figur 7). På grunn av forurensning med dioksiner og PCB frarådes konsum av fiskelever fra torsk fanget i Harstad havn innenfor en linje mellom Trondenes kirke og tankanlegget på Gangsås. På grunn av høyt innhold av kadmium og bly må nyren fjernes fra 0-skjell fordi kadmium og bly i 0 -skjell i hovedsak er*

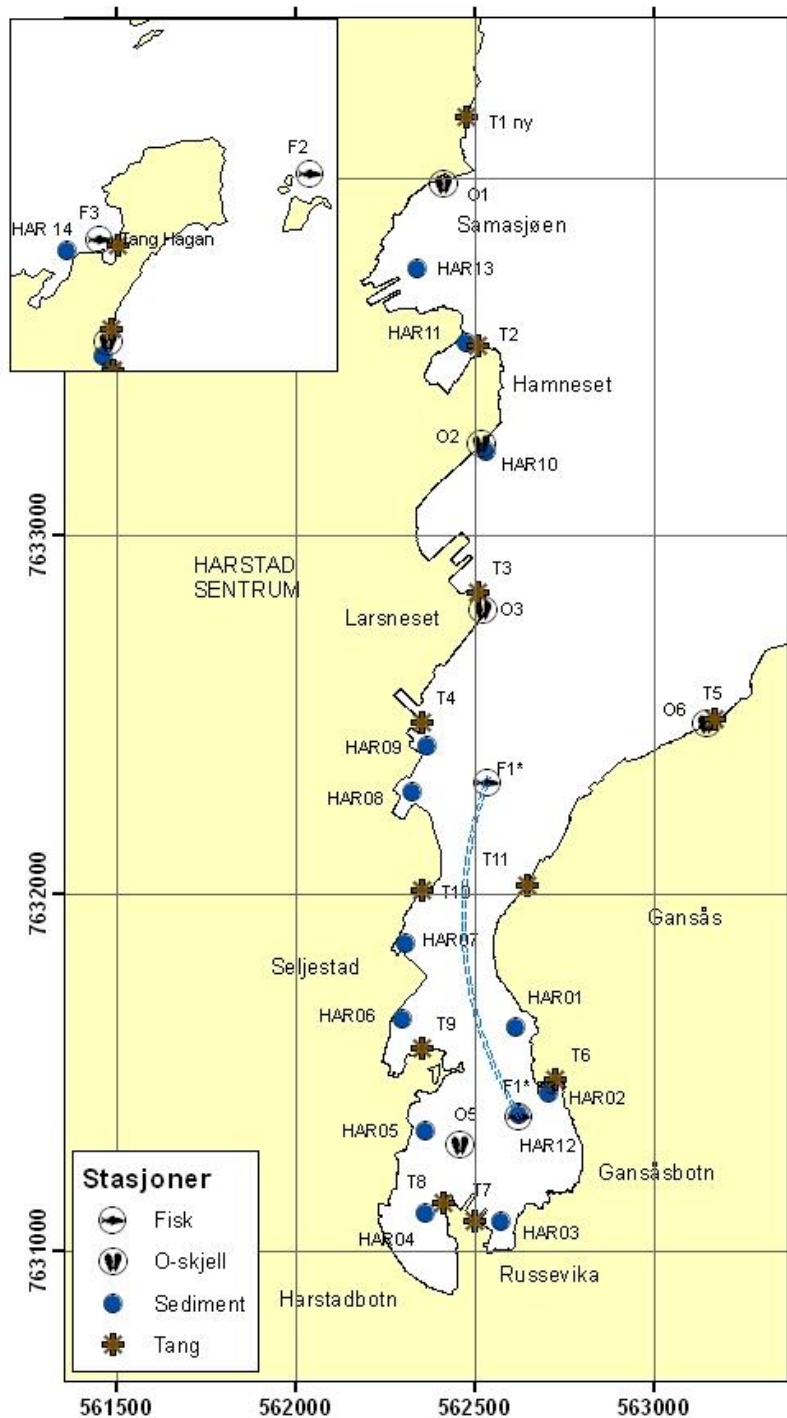
avgrenset til nyre. Fra kamskjell og lignende skjell (f.eks haneskjell) kan muskel og gonade spises. De aktuelle forurensede stoffene fins i hovedsak knyttet til innmaten. Det ble ikke funnet blåskjell på lokaliteten, men det er ikke funnet grunn til å advare mot inntak av blåskjell som i framtiden kan komme til å vokse i Harstad havn.”

De nye kostholdsrådene baseres bl.a. på en rapport utarbeidet av Akvaplan-niva i 2008 - 2009 (Evenset & Christensen 2009). Harstad kommune har som langsiktig målsetning at kostholdsrådet i havneområdet skal oppheves.



Figur 7. Område som omfattes av kostholdsråd. Kilde: Mattilsynet.

Resultatene fra undersøkelsen gjennomført i 2008- 2009 kan fungere som referanse for tilstand før tiltak. For å vurdere om tiltak mot forurenset sediment har den ønskede effekt på kostholdsråd bør undersøkelsen som ble gjennomført i 2008 gjentas (se Figur 8 for valg av stasjoner) for eksempel 5 og 10 år etter at tiltak er gjennomført. Det bør imidlertid samles inn noen flere prøver av fisk i de nye undersøkelsene, slik at datagrunnlaget for kostholdsråd blir noe bedre enn det er i dag. Hvis målet er oppnådd etter de første rundene av overvåkingen bør det vurderes om overvåkingen bør oppheves eller endres



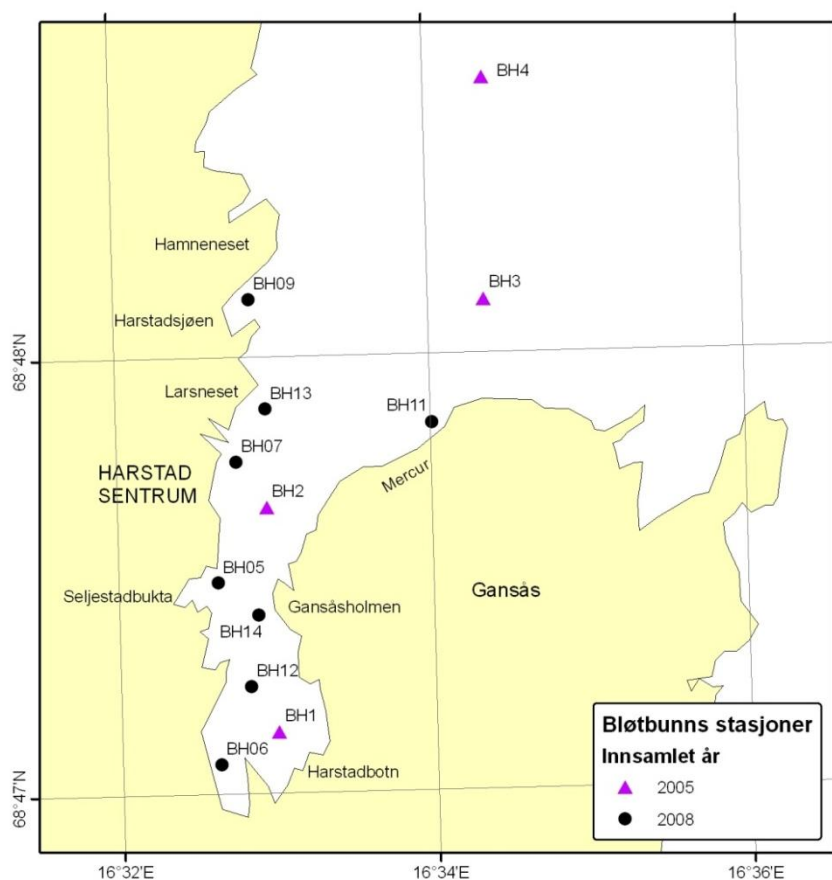
Figur 8. Kart som viser hvor det ble tatt prøver av sediment, tang, o-skjell og torsk vinteren 2008-2009. F1*: Fisk til stasjon F1 ble tatt i området mellom de to viste posisjoner.

4.1.5 Stedbunden biota

Den naturlige bunnfaunaen i tiltaksområdet vil bli utsatt for store forstyrrelser, noe som medfører at bunnsamfunnene i praksis må reetablere seg etter at tiltakene er gjennomført. Hvis tiltakene er vellykket forventes det å finne sunne bunnsamfunn en tid etter tiltaks gjennomføring. I 2008 ble det gjennomført en kartlegging av bunndyrsamfunn på en del stasjoner i Harstad havn (Nervold & Evenset 2009). Resultatene fra denne studien viste at artsmangfoldet i bunndyrsamfunnet i Gansåsbotn er utpreget lavt og antall individer av forurensningstolerante arter høyt (tilstandsklasse

III-IV i henhold til Molvær *et al.* 1997). En av årsakene til dette er trolig liten vannutskiftning og høyt innhold av organisk karbon. De høye miljøgiftsnivåene målt i området er trolig også en medvirkende årsak til forstyrrelsen i bunnfaunaen. Lengre ut i Harstadbassenget er det dokumentert et høyere arts mangfold (tilstandsklasse I - II), og faunaen er karakterisert av robuste rørbyggende børstemark arter som er mindre forurensningstolerante.

For å vurdere om bunnfaunaen restitueres etter tiltak bør det gjennomføres en ny bunndyrkartlegging ca. 3 - 5 år etter at tiltakene er gjennomført. Undersøkelsen bør gjennomføres etter samme mal som den som ble gjennomført i 2008 (se Figur 9 for stasjonsplasseringer og Nervold & Evenset 2009 for mer informasjon om prøvetaking, analyser mm). Resultatene fra en slik oppfølgende undersøkelse vil kunne gi svar på om miljøtilstanden forbedrer seg i områder hvor mudring og tildekking har blitt gjennomført. Man vil også kunne benytte resultatene til å vurdere hvor lang tid det tar før bunndyrsamfunn etablerer seg i områder hvor tiltak har blitt gjennomført. Også resultatene fra en kartlegging ved bruk av SPI kan gi informasjon om rekolonisering etter tiltak.



Figur 9. Bløtbunnsstasjoner ved Harstad, tinnsamlet i juni 2005 (BH1-BH4) og november 2008.

4.1.6 Toksitetester

Toksitetester ble gjennomført på sediment fra 7 ulike områder i Harstad havn (se Mørch & Weideborg 2005 for beskrivelser av utført arbeid). Resultatene fra toksitetstestene viste at sedimentet fra alle stasjonene, unntatt en, var giftig for bunnlevende organismer. Ved å gjennomføre tilsvarende toksitetstester etter at tiltak er gjennomført kan det vurderes om en forbedret miljøtilstand er oppnådd. Miljømålene i Harstad er ikke direkte knyttet til sediment toksitet, men undersøkelse av sediment toksitet kan være en god metode for å vurdere forbedringer i tilstand. Potensial for giftighet for marint liv er et viktig argument for gjennomføring av opprydding i forurenset sediment.

4.2 Strandkandeponier med gjenbruk av forurensede masser

I følge tiltaksplanen skal de mudrede massene gjenbrukes i 2 - 3 utfyllingsområder (G1-G3). Disse planlegges etablert på Larsneset, ved Seljestad og eventuelt ved Harstad mekaniske (ved "Brunosten"). Massene STSO-behandles primært før de gjenbrukes og konstruksjonene utformes slik at forurensede masser ikke skal lekke ut, men det er viktig at dette kontrolleres i ettertid.

4.2.1 Vannstandsmålinger

For å forhindre utlekking fra de etablerte STSO-konstruksjonene er det viktig at vannstanden i holdes konstant. Dette kan overvåkes fra grunnvannsbrønner eller ved at det plasseres trykksensorer i de stabiliserte massene. Dersom vannstanden er konstant er det en god indikasjon på at tiltaket fungerer som forutsatt.

4.2.2 Tilsetting av tracersubstanser

En annen måte å sjekke mulig utlekking på er å tilsette ulike tracersubstanser til det stabiliserte materialet. Tracersubstanser (for eksempel fargestoff) kan for eksempel tilsettes fra brønner. Hvis fargestoffet detekteres i havnebassenget etter en tid indikerer dette at vannløste forbindelser kan lekke ut. I praksis er dette en metode som kan være vanskelig å gjennomføre fordi fortyningen av fargestoffet blir stor så snart det lekker ut i sjøen, og det vil være vanskelig å oppdage.

En annen metode som kan benyttes er å tilsette merkede partikler, som har en partikkelstørrelse og vekt som tilsvarer partiklene i de deponerte massene, til mudringsmassene mens de deponeres. Etter at konstruksjonen er etablert kan det tas sedimentprøver utenfor området. Disse undersøkes (kjemiske analyser eller visuell observasjon i lupe, alt ettersom hvilken tracer som benyttes). Dersom merkede partikler finnes igjen utenfor området indikerer dette lekkasje av partikler og dermed også partikkelbundet forurensning. Bruk av en slik metode forutsetter at det finnes sedimentasjonsområder i nærheten av G1-G3. I Harstad planlegges stabilisering og gjenbruk av forurenset sediment (STSO-behandling). Risiko for utlekking vil avhenge av massene og hvor godt stabiliseringen fungerer. Utlekkingstester av STSO-behandlet sediment bør utføres i laboratorium og resultater fra disse testene bør danne grunnlaget for overvåkingsplan.

4.2.3 Utlekking av miljøgifter

Det er ofte vanskelig å sjekke mulig utlekking av miljøgifter fra strandkantdeponier ved å ta prøver av sediment eller biota i havneområdet. Årsaken til dette er at sedimentet også etter tiltak vil inneholde en del miljøgifter som vil kunne transporteres rundt i havnen. Videre vil det alltid være igjen kilder på land som kan tilføre enkelte miljøgifter til sediment og biota. Forhøyde nivåer av miljøgifter i sediment eller biota utenfor konstruksjonene betyr derfor ikke å bety at det foregår utlekking.

Passive prøvetakere er en annen metode som kan benyttes for å vurdere utlekking. Også for slike prøvetakere vil sedimentet eller landbaserte kilder være mulige kilder. Fordelen med slike prøvetakere, som plasseres på rigger, er at prøvetakerne kan plasseres på ulike dyp (ulik avstand fra sediment) og i umiddelbar nærhet til konstruksjonene. Dette gjør at det vil være enklere å vurdere om miljøgifter i prøvetakerne stammer fra G1-G3 eller andre kilder. Passive prøvetakere tar kun opp vannløste forbindelser og vil ikke fange opp eventuelle partikkelbundne forbindelser som lekker ut.

Utplassering av blåskjell er en metode som kan benyttes til å detektere partikkelbundne miljøgifter. På grunn av strøm- og oksygenforhold er det imidlertid ikke alle lokaliteter i Harstad havn som egner seg for utsett av blåskjell. Strøm og oksygenforhold må derfor vurderes før blåskjell benyttes til overvåking.

5. PLAN FOR OVERVÅKING I HARSTAD HAVN

Som tidligere nevnt vil endelig plan for overvåking av tiltak først kunne fastsettes når detaljert plan for tiltaksgjennomføring foreligger. En optimal overvåking forutsetter et godt samarbeid med utførende entreprenør, og ansvarlig for miljøovervåkingen bør delta på regelmessige byggemøter.

Når det gjelder overvåking for å fastslå om miljømål er oppnådd så vil den i stor grad gjennomføres på samme måte som undersøkelser gjennomført før tiltak, og detaljerte beskrivelser for gjennomføring finnes i ulike konsulentrapporter. I Tabell 1 gis en oversikt over hvilke undersøkelser som bør gjennomføres og det henvises til hvilke undersøkelser/rapporter som kan benyttes som sammenligning (referanse), dvs. indikasjon på tilstand før tiltak.

Det er vanskelig å prissette overvåkingen før det foreligger en fast fremdriftsplan for tiltaksgjennomføring. Overvåkingen må foregå så lenge tiltakene gjennomføres så en lang tiltaksperiode vil ofte medføre høyere kostnader forbundet med overvåking. På den annen side vil et høyere aktivitetsnivå medføre en økt overvåkingsinnsats. Analysepriser avhenger av hvor mange prøver som kan analyseres samtidig, så pris på overvåking som inkluderer kjemiske analyser vil også avhenge av om hele området kan undersøkes under ett eller om prøvetaking og analyser må gjennomføres i flere runder. Som oftest vil det siste være tilfelle ettersom vurderinger underveis vil danne grunnlag for vurderinger omkring behov for re-mudring/ytterligere tildekking. Kostnadsoverslagene gitt i Tabell 1 er derfor usikre.

Tabell 1. Plan for overvåking før, under og etter tiltaksgjennomføring, Harstad havn. Referansedata angir hvilke data nyinnsamlet informasjon kan sammenlignes med for å vurdere om miljøtilstanden har endret seg. Ettersom endringer/justeringer kan være nødvendig når endelig plan for tiltaksgjennomføring foreligger er kostnadsoverslaget usikkert. Bakgrunnsfarge angir ulike faser/ulike formål:

Etablering av referanseverdier	Overvåking av spredning under tiltak	Kortsiktig måloppnåelse	Langsiktig måloppnåelse	Overvåking av tiltaksløsning	Måloppnåelse (ikke direkte relatert til miljømål). Opsjon
--------------------------------	--------------------------------------	-------------------------	-------------------------	------------------------------	---

Periode	Aktivitet	Varighet	Antall stasjoner	Referansedata	Estimert kostnad (NOK, eks mva)
Før tiltak	Hydrografi, strømmålere og CTD-profiler	Strømmålinger, 1 mnd CTD-profiler, 2 dager	6 stasjoner, 1 – 2 dyp på hver 6 stasjoner	Ikke nødvendig	80 000
Før tiltak	Bunnkontur	Ca. 3 – 4 dager	Hele tiltaksområdet	Danner referanse for senere målinger	50 000
Før tiltak	Manuelle turbiditetsmålinger	Ca. 2 dager	Ca. 25 stasjoner	Resultater vil benyttes som referanse for senere målinger	25 000
Før tiltak	SPMD	Ca. 6 uker	15 - 20	Resultater vil benyttes som referanse for senere målinger. Data fra Evenset & Christensen 2010 kan benyttes som referanse for noen stasjoner	350 - 500 000
Før tiltak	DGT	Ca. 6 uker	15 - 20	Resultater vil benyttes som referanse for senere målinger. Data fra Evenset & Christensen 2010 kan benyttes som referanse for noen stasjoner	

Periode	Aktivitet	Varighet	Antall stasjoner	Referansedata	Estimert kostnad (NOK, eks mva)
Under tiltak	Manuelle turbiditets-målinger	Periodevis, ved behov - Totalt tidsforbruk estimert til 5 dagsverk	Ca. 10 stasjoner hver gang	Tilsvarende målinger gjennomført før tiltak	60 000
Under tiltak	Turbiditets-målinger, faste stasjoner	Hele tiltaksperioden	4 stasjoner (inkludert referanse)	Data fra referansestasjon	Avhenger av lengde på tiltaksperiode
Under tiltak	Vannprøver	Usikkert, kun ved behov, (dvs. forhøyd turbiditet)	Avhenger av tiltaksgjennomføring	Foreligger ikke	Avhenger av ant. prøver
Under tiltak	SPMD	Hele tiltaksperioden	15 – 30 (avhenger av lengde på tiltaksperiode)	Tilsvarende prøver tatt før tiltak benyttes som referanser	350 – 700 000
	DGT	Hele tiltaksperioden	15 – 30 (avhenger av lengde på tiltaksperiode)	Tilsvarende prøver tatt før tiltak benyttes som referanser	
Under/etter tiltak (kan utløse behov for ytterligere tiltak)	Sediment-konsentrasjoner	Minimum 10 dager i felt	Ca. 150 stasjoner	Jørgensen et al. 2000; Mørch & Weideborg 2005; Nybakk 2008; Kvennås 2009	1 000 000
Under/Etter tiltak (kan utløse behov for ytterligere tiltak)	Bunnkontur, kartsystem	3 – 4 dager	Hele tiltaksområdet	Tilsvarende kartlegging gjennomført før tiltak benyttes som referanser	100 000
Under/Etter tiltak (kan utløse behov for ytterligere tiltak)	Dykker-inspeksjon	1 – 2 dager	Transekt over tiltaksområdene	Ikke nødvendig	10 – 20 000
Under/Etter tiltak (kan utløse behov for ytterligere tiltak)	SPI, tildekkingslag	2 -3 dager i felt	Avhenger av tildekt areal	Ikke nødvendig	70 000
Under/Etter tiltak (kan utløse behov for ytterligere tiltak)	Kjerneprøver	2 – 3 dager i felt Vurdering av ny tilstand Vurdering av tildekkingslag	15 – 20 Avhenger av tildekt areal	Kvennås & Nybakk 2009 Evenset & Christensen 2009 Ikke nødvendig	200 000

Periode	Aktivitet	Varighet	Antall stasjoner	Referansedata	Estimert kostnad (NOK, eks mva)
Etter tiltak	Kostholdsråd	5 år etter tiltak	Se Evenset & Christensen 2009	Referanser i Evenset & Christensen 2009	Ca 300 000*
Etter tiltak	Bunnfauna	3 – 5 år etter tiltak	8 – 12 Se Nervold & Evenset 2009	Referanse i Nervold & Evenset 2009	400 000
Etter tiltak	SPMD – tiltaksomr.	6 uker	15 - 20	Referanse fra målinger utført før tiltak, samt i Evenset & Christensen 2010	350 – 500 000
Etter tiltak	DGT – tiltaksomr.	6 uker	15 - 20		
Etter tiltak	SPMD – G1-G3 Hvis utlekkingstester indikerer at det er nødvendig	6 uker x 3 perioder første år. Deretter ny vurdering.	6 eller 9 (3 utenfor hver konstruksjon)	Referanse fra målinger utført før tiltak, samt i Evenset & Christensen 2010	200 – 250 000 (flere runder kan være nødvendig hvis utlekking påvises)
Etter tiltak	DGT – G1-G3 Hvis utlekkingstester indikerer at det er nødvendig	6 uker x 3 perioder første år. Deretter ny vurdering.	6 eller 9 (3 utenfor hver konstruksjon)		
Etter tiltak	Toksisitstester	1 – 2 år etter tiltak	7 områder	Mørck & Weideborg 2005	250 000

*Inkluderer prøvetaking og analyser av biota (tang, skjell og fisk). Sediment ikke inkludert.

6. REFERANSER

- Bakke, T., G. Breedveld, T. Källquist, A. Oen, E. Eek, A. Ruus, A. Kibsgaard, A. Helland & K. Hylland** 2007. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. SFT TA-2230/2007.
- Evenset, A. & G.N. Christensen** 2009. Miljøgifter i marine sedimenter og organismer fra Harstad havn. Akvaplan-niva rapport 4487-1. 42 s + vedlegg.
- Jørgensen, E., R. Velvin & B. Killie** 2000. Miljøgifter i marine sediment og organismer i havneområdene ved Harstad, Tromsø, Hammerfest og Honningsvåg 1997-98. Statlig Program for Forurensningsovervåking, TA 786/00. 123 s.
- Kvennås, M.** 2009. Harstad havn. Kartlegging av havnevirksomhetens forurensningsbidrag – vurderingsrapport. NGI rapport 20081405-2
- Kvennås, M. & A. Nybakk** 2009. Harstad havn. Vurdering av forurensningssituasjonen og behov for tiltak. Norges geologiske Undersøkelser. Rapport 20081405-3.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & J. Sørensen** 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997, 36s.
- Mørch, T. & M. Weideborg** 2005. Harstad havn – Miljøundersøkelser og risikovurdering av forurensete sedimenter og tiltaksutredning. Sweco Grøner rapport 128440-1.
- Nervold, G.G. & A. Evenset** 2009. Undersøkelse av bløtbunnsfauna i Harstad havn, 2008. Akvaplan-niva rapport 4380-1. 51 s.
- Nybakk, A. & R.S. Grini** 2008. Harstad indre havn. Opprydding i forurenset sediment – Planlegging av miljøtiltak. NGI rapport 20071539-1.
- Rosenberg, R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall & A. Dimming** 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 49:728-739

