

KRAGERØ KOMMUNE

UNDERSØKELSE,
RISIKOANALYSE OG
TILTAKSPLAN FOR
KALSTADKILEN, KRAGERØ
KOMMUNE, 2018

KRAGERØ KOMMUNE

UNDERSØKELSE, RISIKOANALYSE OG TILTAKSPLAN FOR KALSTADKILEN, KRAGERØ KOMMUNE, 2018

OPPDRAGSNR.

A113965

DOKUMENTNR.

1

VERSJON

1

UTGIVELSESDATO

22.03.2019

BESKRIVELSE

Rapport

UTARBEIDET

Liv B. Henninge
Roger M. Konieczny

KONTROLLERT OG GODKJENT

Roger M. Konieczny

INNHOOLD

1	Bakgrunn	5
2	Informasjon om området og tidligere undersøkelser	6
2.1	Kalstadkilen	6
2.2	Forurensingshistorikk	7
2.3	Tidligere undersøkelser	7
3	Del 1. Undersøkelser	9
3.1	Vannutskifting og strømforhold	9
3.2	Materialer og metoder - Prøvetaking	9
3.3	Informasjon om prøver og prøvestasjoner	10
3.3.1	Sedimentprøver	10
3.3.2	Vannprøver	11
3.3.3	Biologiske og økotoksikologiske prøver	12
3.4	Gjennomføring av feltarbeid	13
3.4.1	Sediment - prøvestasjoner	13
3.4.2	Vann - prøvestasjoner	14
3.4.3	Biota – matriks og stasjoner	14
3.4.4	Gradientmålinger	17
3.5	Resultater	17
3.5.1	Sedimentanalyser	17
3.5.2	Vannanalyser	29
3.5.3	Biota	33
3.5.4	Foraminiferanalyser	35
4	Del 2. Risikoanalyse	42
4.1	Innledning	42
4.2	Risikovurdering Trinn 1	42
4.3	Risikovurdering Trinn 2 og 3	44

4.3.1	Parametere brukt i risikovurderingen	44
4.3.2	Resultater knyttet til risiko for spredning	46
4.3.3	Resultater knyttet til risiko for human helse	51
4.3.4	Resultater knyttet til risiko for økologiske effekter	53
4.4	Risikovurdering Trinn 1 – 3. Samlet vurdering og konklusjoner	57
4.4.1	Usikkerheter og metodens følsomhet	57
4.4.2	Samlet risikovurdering Trinn 1 – 3	57
4.4.3	Risiko i forhold til miljømål	58
5	Del 3. Tiltaksplan og tiltaksvurdering	59
5.1	Generelt om utvikling av en tiltaksplan.	59
5.2	Tiltaksområdet - Kalstadkilen	60
5.3	Tiltaksplan Trinn 2B - Tiltaksalternativer	61
5.4	Tiltaksplan Trinn 3 - Miljøvurderingsfasen	62
6	Konklusjon	66
7	Referanser	67

1 Bakgrunn

Kragerø kommune ønsket gjennomføring av en resipientundersøkelse for å belyse miljøtilstanden til Indre og Ytre Kalstadkilen. Resultatene fra denne skulle benyttes til å utarbeide en risikovurdering, samt forslag til en tiltaksplan for området. Kragerø kommune ønsker å ha et best mulig beslutningsgrunnlag for å kunne gjennomføre tiltak slik at miljømålet om god miljøtilstand oppnås. Spesielt er det ønskelig å kunne avgrense forurensingen rundt Hestøya geografisk.

COWI fikk oppdraget fra Kragerø kommune og feltarbeidet ble gjennomført i september 2018. Denne rapporten omhandler de tre utlyste delene:

- > Del 1- Undersøkelser
- > Del 2 – Risikovurdering
- > Del 3 – Tiltaksplan

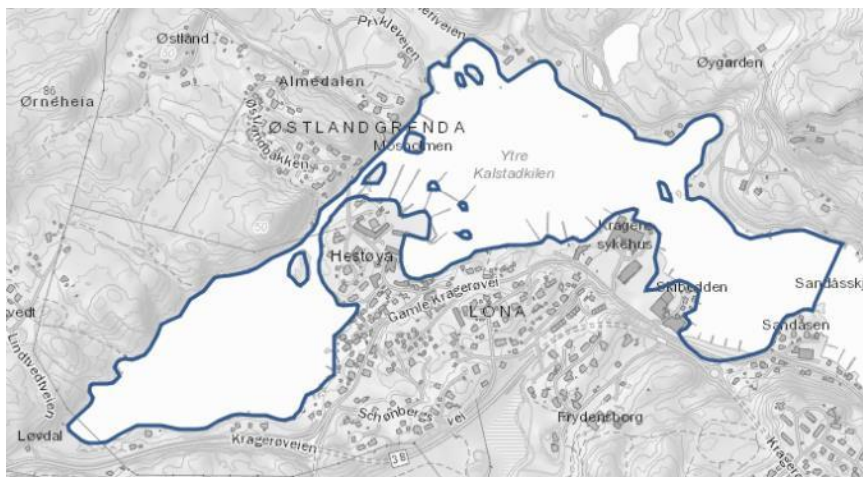
På grunn av de begrensede økonomiske og tidsmessige rammene i prosjektet, så ble det foreslått å kun presentere en foreløpig tiltaksplan og ikke utvikle en helhetlig tiltaksplan i denne omgang.

2 Informasjon om området og tidligere undersøkelser

2.1 Kalstadkilen

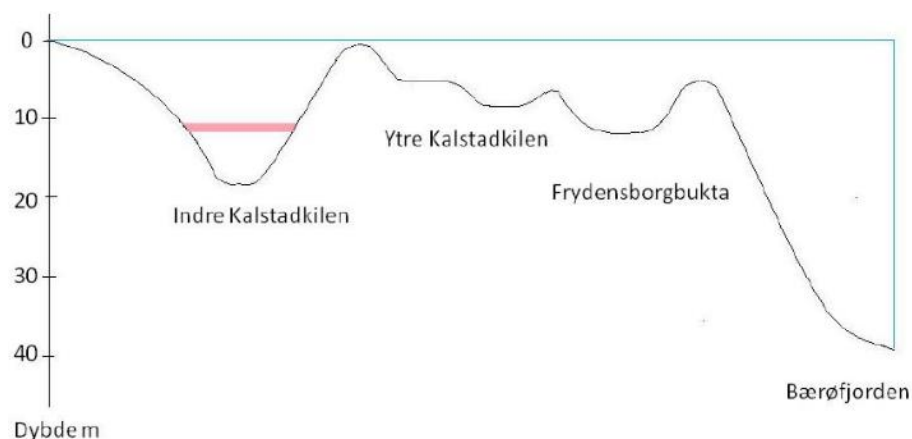
Kalstadkilen (vannforekomst 0110021300-C) ligger i Kragerø kommune, og i Vann-nett er den omtalt som en beskyttet kyst/fjord, se Figur 1. Oppholdstiden for bunnvannet er moderat (uker), tidevannsforskjellen er liten (<1 m) og det er delvis miksing i vannsøylen. Arealet er ikke oppgitt, men målt utfra kart er Indre Kalstadkilen ca. 0,138 km² og Ytre ca. 0,280 km². Skillet mellom Indre og Ytre er satt ved broen mellom Østlandgrenda og Hestøya (Figur 1).

I Vann-nett er den økologiske tilstanden definert som "moderat" basert på rapport fra Umetani og Schultze (2012). Den kjemiske tilstanden er omtalt som "ukjent".



Figur 1. Kart over Indre og Ytre Kalstadkilen (fra vann-nett.no)

Kalstadkilens dybdeforhold som vist i Figur 2 (Umetani og Schulze, 2012). Figuren viser en grunn terskel mellom Indre og Ytre Kalstadkilen på ca. 1-2 m vandndyp. Denne er såpass grunn at det kun er småbåter som kommer under broa og gjennom sundet.

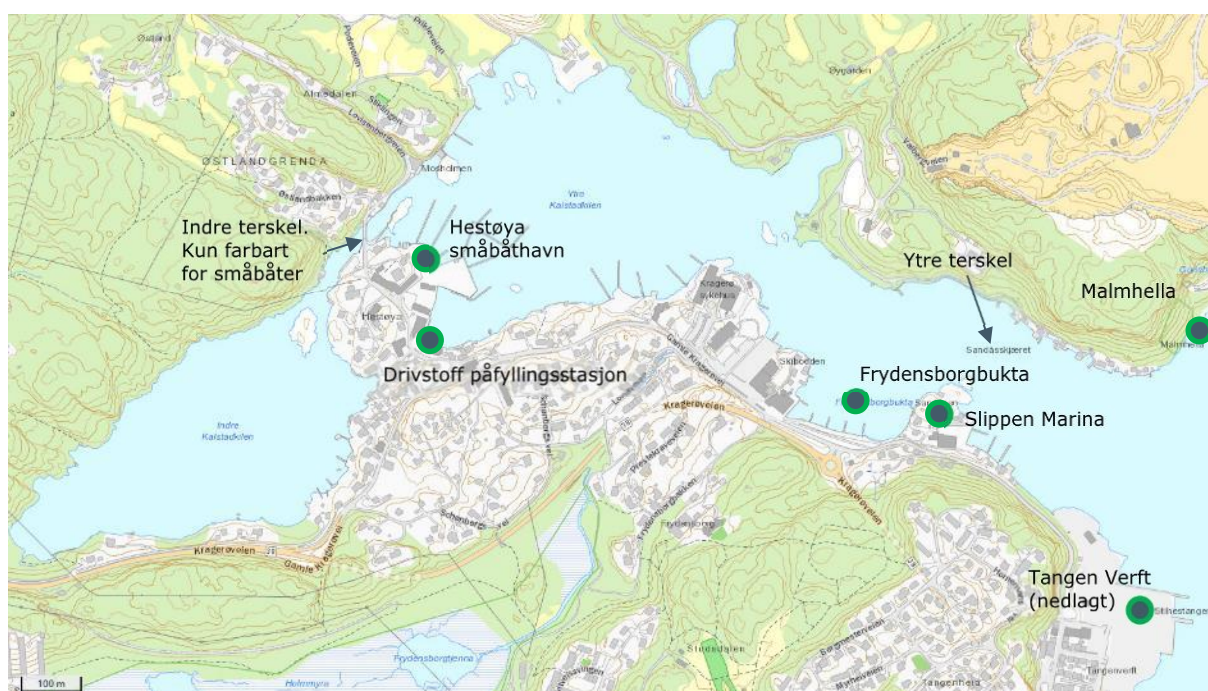


Figur 2. Skisse av dybde-tverrsnitt av Kalstadkilen (Umetani og Schulze, 2012)

2.2 Forurensingshistorikk

Det er flere småbåthavner i området som vil kunne utgjøre kilder til forurensinger. Andre potensielle maritime virksomheter og forurensningskilder (info fra Kartverket Sjødivisjon, 2018):

- > Sandåsen (øst for Frydensborgbukta): Sjøsentret Slippen Marina der det foretas motorreparasjoner, service, mindre plastreparasjoner og opplagsplass.
- > I Frydensborgbukta: Båtservice der det foretas motor- og skrogreparasjoner, service og vinteropplag.
- > Ved Malmhella (nord for innløpet til Kalstadkilen): Norsk Hyperit AS har utskipping av bergarten hyperittdiabas. Lastingen foregår med transportbånd.
- > Tangen verft (1952-2003): bygging av skipsskrog. Anlegget var plassert på Stilnestangen ytterst i Kalstadkilen.



Figur 3. Kart med avmerket områder med potensielle forurensningskilder.

2.3 Tidligere undersøkelser

I SFT-rapport TA-1912/2002 utført av NIVA ble det laget en oppsummering av undersøkelser som var gjennomført i Kalstadkilen før 2002 (Helland og Gjørseter, 2002).

Tidligere undersøkelser antyder at sedimentene på grunt vann omkring Hestøya (2 prøver fra 2012), er alvorlig forurenset av både metaller, organo-metaller og organiske miljøgifter (TKL 3-5). Sedimentprøvene i 2012 ble laget fra blandprøver fra flere punkter på sjøbunnen, og sier derfor lite om den spesifikke fordelingen av forurensningene. Prøven som ble tatt i grenseområdet mellom ytre Kalstadkilen og Bærøyfjorden i 2013, understøtter disse forholdene (Tabell 1).

Tabell 1. Tidligere data for utvalgte miljøgifter i sedimentene innenfor tiltaksområdet. Tabellen viser tilstandsklassene for de ulike parameterne som ble analysert.

Prøve	Dyp cm	Hg	Cu	Pb	Ni	Zn	TBT	PCB	PAH16	PAH forbind.
2012 – I. Kalstadkilen	0-5		5			3	5	4	4	5
2012 – Y. Kalstadkilen	0-5	5	5	4	3	3	5	4	4	5
2013 - Y. Kalstadkilen (S4)	0-2	3							4	5

Den kjemiske tilstanden tilsier at sedimentene kan karakteriseres som passive sekundære kilder til forurensning i vannforekomsten, med mindre sedimentene forstyrres. Da den fulle utbredelsen av forurensningene (forekomst og fordeling) var ukjent, måtte sedimentene betraktes som en diffus kilde.

Analyseresultatene fra den tidligere undersøkelsen viste typiske forurensninger/miljøgifter fra skipsverft, båtbyggerier og småbåthavner langs kysten (metaller, PCB og TBT). Historisk har det også vært brann på Hestøya i 1970, noe som mulig reflekteres i de høye PAH-konsentrasjonene som er målt.

3 Del 1. Undersøkelser

3.1 Vannutskifting og strømforhold

Det er relativt dårlig vannutskifting i Kalstadkilen pga. grunne terskler. Strømningsmodeller for Kalstadkilen som ble gjennomført ifm. to planlagte utbyggingsprosjekter viste at tidevannsstrømmene i området var små og at heller ikke vind skapte store utskiftninger av vannet innover i Kalstadkilen (Norconsult, 2010 og Arkitekthuset Kragerø, 2007).

3.2 Materialer og metoder - Prøvetaking

Prøvelokalitetene ble plassert slik at de er mest mulig representative for det området som skal vurderes (NS-EN ISO 5667-19:2004) og minimum oppfyller krav til prøvetetthet for risikovurdering av forurenset sediment (M-409). Ved valg av prøvelokaliteter og inndeling i delområder, ble det tatt hensyn til tilgjengelige resultater fra tidligere undersøkelser, avstand til kildeområder, batymetri og antatte strømforhold og spredningsretning.

Feltarbeidet ble gjennomført i henhold til generelle retningslinjer for miljøovervåking- og kartlegging (NS 9420). Prøvetaking foregikk også iht. Miljødirektorats veileder M-409 vedlegg VIII Prøvetakings- og analysemetoder av forurensete marine sedimenter. Det ble utarbeidet en feltplan med sikkerhetsinstruks og prosedyrer for prøvetaking til ulike typer analyser, prøvebehandling, registrering av observasjoner og andre feltmessige aspekter.

Det ble tatt en rekke prøver av sjøbunnen/sedimenter for å avgrense det mest forurensete området (hot spot) og vurdere forurensningsgrad. Prøver av 0-5 cm sediment ble tatt fra båt ved bruk av 0,1 m² Van Veen grabb.

For hver stasjon ble en blandprøve fra minimum fire grabbhugg analysert for kjemiske og fysiske parameter. Til toksisitetstester ble en blandprøve fra hvert delområde opparbeidet.

Det ble tatt bilder av prøvematerialet, og i feltloggen ble prøvematerialets farge, konsistens, lagdeling, antatt kornstørrelse, skjellrester, lukt, og innhold av levende organismer registrert, se Bilag A og Bilag B. Prøvene ble homogenisert og pakket i Rilsan-poser om bord i båten. Prøvematerialet ble lagret mørkt og nedkjølt frem til leveranse på laboratoriet.

Vannprøver ble hentet med en vannprøvetaker på de aktuelle dyp. For undersøkelse av tungmetaller og partikler i bunnvann ble det derfor tatt vannprøver ved hjelp av en Rüttner vannprøvetaker. Prøvene ble oppbevart mørkt og kjølig fram til levering på laboratoriet.

CTD ble målt med en multimetersonde (YSI EXO3) med detektorer for klorofyll-A, pH, salinitet, oksygen og temperatur som funksjon av dyp.

Det ble ført feltlogg med registrering av posisjon, vanddyb, observasjoner og feltmålinger fra all prøvetaking. Feltarbeidet ble også dokumentert med foto.

Innsamling, opparbeidelse av bunndyrprøver fulgte prosedyrene i den internasjonale standard ISO 16665. På hver stasjon ble det tatt minimum 4 individuelle grabber med en 0,1 m² van Veen

grabb. Sedimentene ble vasket og siktet gjennom 5 mm og 1 mm sikter og det ble samlet inn ca. 50-100 g materiale for bulk analyse.

Strandkrabber, strandsnegler og strandreker lever og beveger seg i tidevannssonen på tilnærmet alle substrater. Spise- og levesett fører til at artene eksponeres overfor miljøgifter på flere måter (beitedyr, detritus, sedimenter, vann, mm.). Fra tidligere er det kjent at både taskekrabber og blåskjell gir gode signaler på belastning av miljøgifter og at mollusker er særlig sensitive overfor påvirkninger i miljøet.

Det finnes foreløpig ingen NS-standard for disse artene, men en gjeldende praksis og prosedyrer (f. eks. beskrevet i JAMP, OSPAR, ICES) ble fulgt. Normalt samles 80-100 individer av snegl og reker, samt 25-30 strandkrabber som analyseres bulk.

Blåskjellets levemåte gjør at det passer godt som indikator på forurensning. Blåskjell filtrerer vannmassene og speiler derfor belastningen av miljøgifter i vannmassene i løpet av blåskjellets levetid. PAH kan bioakkumulere i organismer, og blant annet bedrifter som har utslipp av slike forbindelser anbefales å overvåke i biologisk materiale/blåskjell (Miljødirektoratet, 2013). Blåskjell er også en god matris for analyse av enkelte metaller. Blåskjell er stedbundne og representerer miljøtilstanden på lokaliteten de er samlet inn.

Det ble samlet inn tre replikaer med ca. 30-35 skjell fra hver stasjon. Skjellene skal ha en lengde på 3-6 cm (Norsk Standard, 2017). En replika kan erstattes av juvenile skjell ca. 100 skjell <1 cm lengde (årgamle). Juvenile skjell speiler effektivt nåtidige miljøgiftkilder pga. av den korte eksponeringstiden de har vært utsatt for.

Naturtilstanden for Indre Kalstadkilen ble sjekket ved hjelp av en foraminiferanalyse som vil si noe om det anoksiske bunnvannet er naturlig eller ikke.

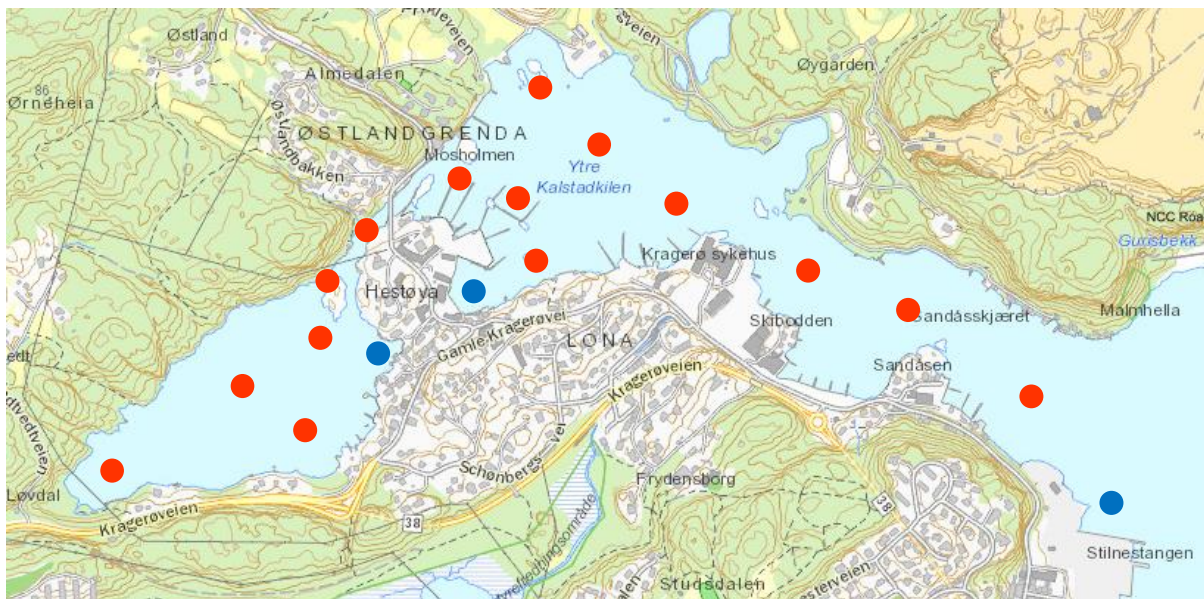
De kjemiske og toksikologiske analysene ble gjennomført av underleverandører, bl.a. Eurofins og Aquateam COWI.

3.3 Informasjon om prøver og prøvestasjoner

3.3.1 Sedimentprøver

Det ble lagt opp til å ta flere sedimentprøver i tiltaksområdet med formål å lukke flere kunnskapshull. Primært var det nødvendig å avklare horisontal (kilderelatert) og vertikal (historisk) utbredelse av forurensningene, men også å få bedre kjennskap til sedimentenes fysiske egenskaper med tanke på tiltak.

Det ble tatt prøver fra 16 sedimentstasjoner fordelt over hele tiltaksområdet slikt det er vist i Figur 4, hvorav tre stasjoner ble plassert på ulike vanddyp innerst i Kalstadkilen. Videre ble seks stasjoner plassert på grunt vann rundt Hestøya og seks stasjoner i en gradient utover ytre Kalstadkilen.



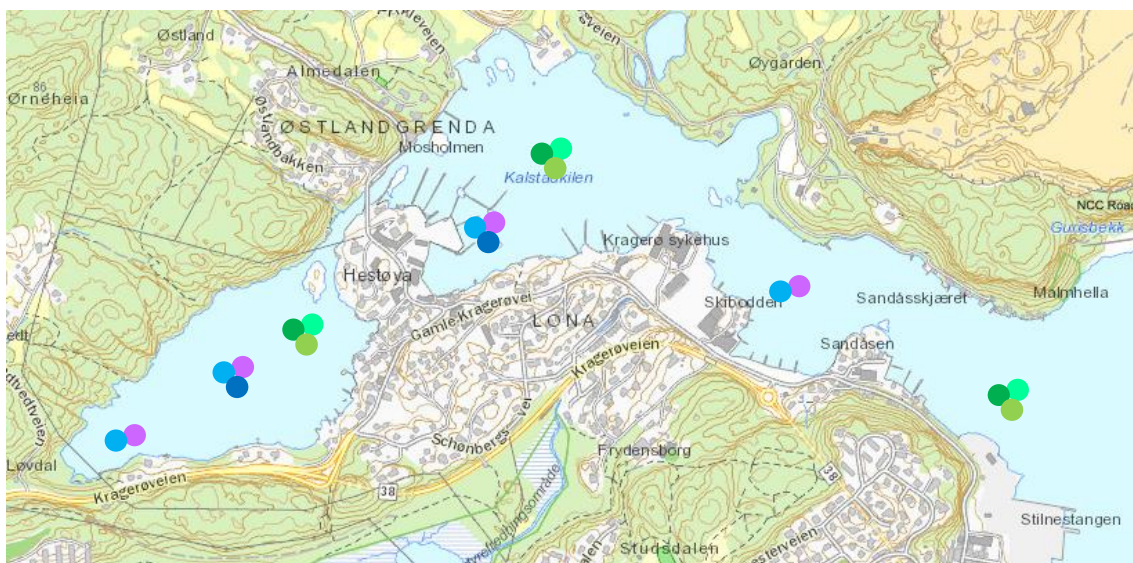
Figur 4. Kart fra Kystverket som viser Indre og Ytre Kalstadkilen med plassering av 15 nye sedimentstasjoner (oransje) og 3 gamle sedimentstasjoner (blå).

På fire av stasjonene ble det også tatt ut prøve fra sedimentnivå dypere enn 5 cm, slik at det til sammen blir analysert av 20 prøver. De kjemiske parameterne som ble analysert ble i hovedsak de samme som tidligere, dvs. metalloid/tungmetaller (As, Pb, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Zn) og organiske/metall-organiske miljøgifter (PAH16, PCB7 og TBT). I tillegg ble det analysert for støtteparametere som totalt organisk karbon (TOC), tørrstoff, samt sedimentenes kornfordeling. Disse parametere er viktig i senere risiko- og tiltaksvurderinger.

På to prøver ble det valgt å analysere på økotoxikologiske parametere.

3.3.2 Vannprøver

Undersøkelsene i 2012 ga i utgangspunktet et godt inntrykk av vannkvaliteten i tiltaksområdet, slik at behovet for tilleggsinformasjon er begrenset (Figur 5). Det ble derfor tatt prøver av overflatevann på fire stasjoner (0-1 m), der også bunnvannet (0,5 m over bunnen) på to av disse tatt fra de dypeste områdene i de to fjordavsnittene ble analysert.



Figur 5. Kart fra Kystverket som viser Indre og Ytre Kalstadkilen med omtrentlig plassering av stasjoner for vannprøver, både fire nye stasjoner (blå/fiolett) og tre gamle stasjoner (grønn).

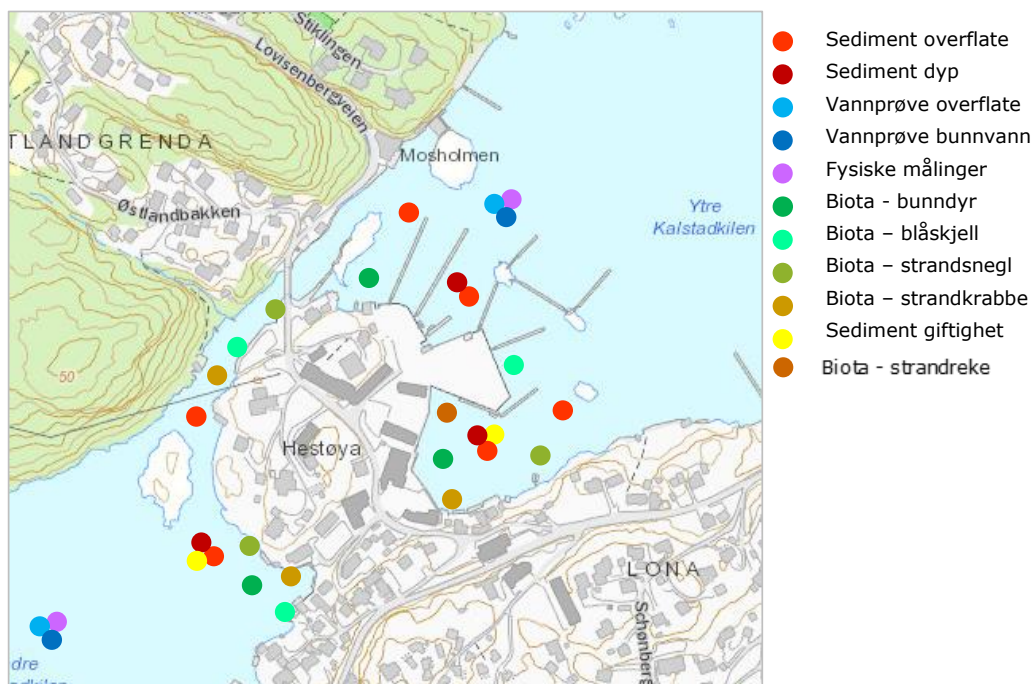
Vannprøvene ble analysert for utvalgte miljøgifter og næringsstoffer. I tillegg til kjemiske analyser av sediment og vann, ble det også gjort CTD-målinger og måling av siktedyp i vannsøylen i Indre og Ytre Kalstadkilen. CTD-målinger ble gjort med COWIs multisonde for å kunne lage profiler av pH, oksygeninnhold, temperatur, ledningsevne (salinitet) og klorofyll-A som funksjon av dybde. Siktedyp ble målt ved bruk av Secchi-skive.

3.3.3 Biologiske og økotoksikologiske prøver

Som et viktig element i problemformuleringen (Trinn 2A) i utviklingen av en tiltaksplan var fremskaffelse av biologiske data. I de tidligere undersøkelsene i 2012 og 2013 ble det f.eks. gjennomført biotopregistreringer, planktonundersøkelser og målt miljøgiftinnhold i blant annet blåskjell rett utenfor Kalstadkilen. Samlet er dette datamaterialet noe sparsomt som inngangsdata for risikovurdering, effektvurderinger osv.

I dette prosjektet ble det derfor anbefalt å måle innholdet av miljøgifter i bunndyrene i resipienten for å beregne en biokonsentrasjonsfaktor (BCF). Denne faktoren sier noe om miljøgiftene tas opp i bunnlevende organismer (bioakkumulerer) eller forblir i sedimentene (sekundærkilden).

Miljøgiftinnholdet ble også analysert for organismegrupper med ulike spisevaner høyere opp i strandsonen. COWI sin erfaring er at både bunndyr, strandsnegler, strandkrabber, strandreker og blåskjell er egnede arter for denne type undersøkelser, se Figur 6.



Figur 6. Kartutsnitt av Hestøya med foreslått prøvedekning vann, sedimenter og biota (plassering ikke eksakt, men ble avgjort i felt, jf. Figur 7)

Som et supplement til undersøkelsene i biota var det planlagt å gjennomføre toksisitetstester som normalt også er en del av Trinn 3 i modellen for utvikling av tiltaksplaner. Det ble laget to blandprøver fra henholdsvis Indre og Ytre Kalstadkilen der porevannet i sedimentene ble analysert mht. akutt giftighet på algen *Skeletonema costatum*. Porevann ble opparbeidet ved utlekkingstest av sedimentene. Det var også meningen å analysere på evertbratlarven *Crassostrea gigas* samt DR Calux sistnevnte mht. tilstedeværelse av dioksinliknende forbindelser, men pga. en feil ved laboratoriet ble dette ikke utført.

Toksisitetstestene sammen med informasjon om biologisk vannkvalitet, analysene av bunndyr og miljøgiftnivåer i øvrig biota, anses å være tilstrekkelig for å lukke de fleste kunnskapshullene om akkumulasjon og effekter (Trinn 3).

3.4 Gjennomføring av feltarbeid

Selve feltarbeidet ble gjennomført av miljørådgiver Halvor Sunes og Jane K. Dolven, koordinert av seniorrådgiver Roger M. Konieczny alle fra COWI, den 18. - 20. september 2018. Den lokale feltbåten "Småfrakt" ble leid inn for gjennomføring av prøvetakingen.

3.4.1 Sediment - prøvestasjoner

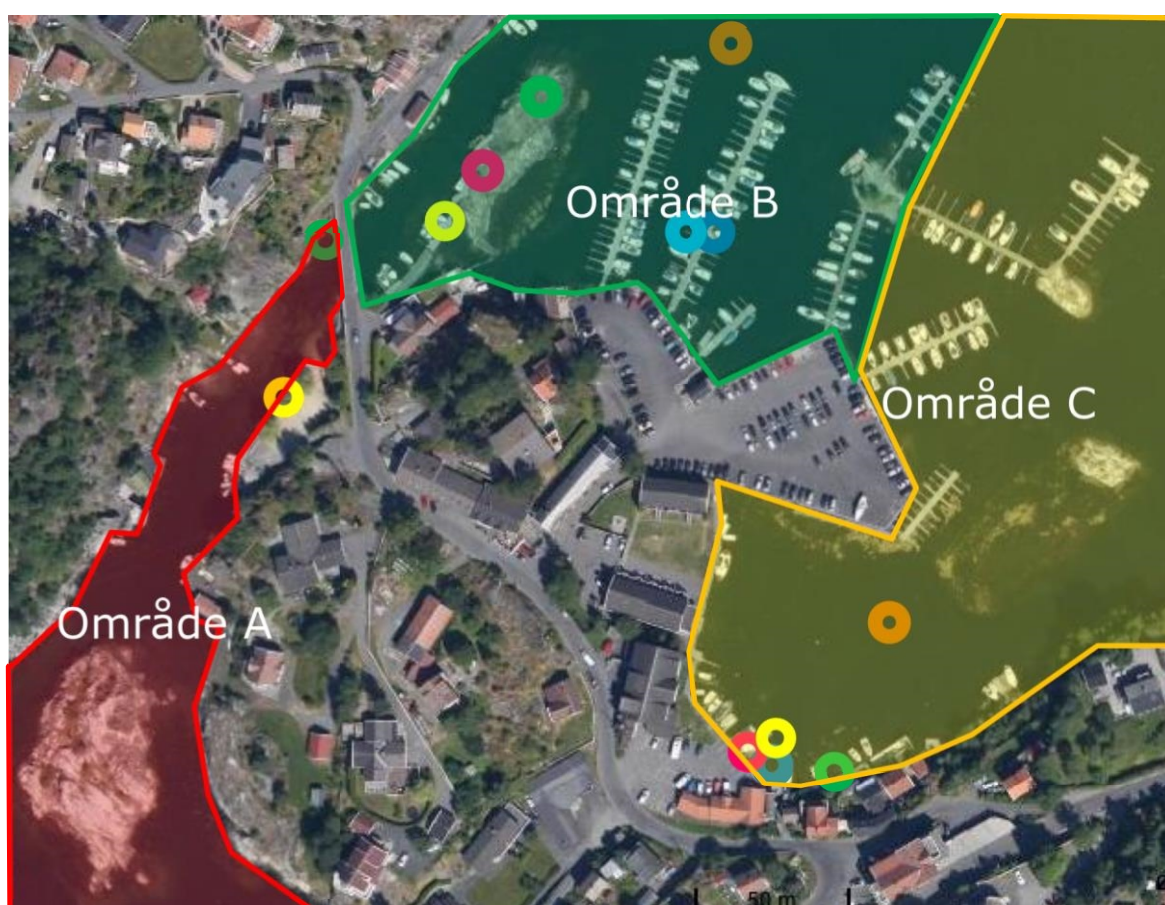
Det ble tatt prøver av sedimenter på 16 stasjoner. På fire av disse ble det i tillegg til overflateprøver (øverste 5 cm) også tatt dypere prøver (5-20 cm under overflaten). Det ble også laget en blandprøve av sedimenter fra henholdsvis Indre Kalstadkilen og en for Ytre Kalstadkilen. Det var disse prøvene som skulle, i tillegg til den normale parameterpakken også vært analysert for tokstester og DR Calux. Kun algetesten ble gjennomført.

3.4.2 Vann - prøvestasjoner

Det ble tatt vannprøver fra overflaten (0-1 m dyp) på fire stasjoner. På to av stasjonene ble det også tatt prøver av bunnvannet (0,5 m over bunnen). Prøvetakingen ble gjennomført vha. Rüttner vannprøvetaker og prøvene ble analysert for kjemiske parametere. I tillegg ble det gjennomført CTD-målinger av pH, oksygen, temperatur, salinitet og klorofyll-A som funksjon av dyp. Siktedyp ble også målt vha. Secchi-skive.

3.4.3 Biota – matriks og stasjoner

Område for innsamling biota ble delt i 3 områder (A, B og C) som vist i Figur 7. Dette ble gjort etter befaring av området den 18. september 2018 og resultater av innsamling første feltdag. Den idealiserte prøveplasseringen som var planlagt måtte dermed justeres noe på grunn av de naturgitte og faktiske forhold i resipientene i tiltaksområdet.



Markør	Matriks	Kommentar	Prøver
	Bunndyr bulk	2 stasjoner ihv. område B og C	Nei, manglet bunndyr
	Blåskjell	2 stasjoner ihv. område B og C	Ja
	Blåskjell juv.	1 stasjon i område B	Ja
	Snegl	3 stasjoner i område A, B og C	Ja
	Krabber	2 stasjoner i område A+B og C	Ja
	Reker	2 stasjoner hhv område B og C	Ja

Figur 7. Innsamling av biota. Kart hentet fra Kartverket.no.

En kort beskrivelse av de tre områdene er gitt under:

- > **Område A:** Det var noe strøm/tidevannsstrøm i den trange og grunne nordøstre delen av området, dvs. selve sundet før broen (indre del). Østsiden av sundet er antropogent modifisert med bryggeanlegg, båtplasser, utfylt sand til badeplass, mm. CTD-målingene antyder at det var noe ferskvann i overflaten. Generelt var det lite flora og fauna i dette området.
- > **Område B:** Utgjør nordlig ytre del av sundet og det meste av båthavnen mot Ø med ca. 200 båtplasser (totalt 300 båtplasser i dette område inkl. tilgrensende anlegg i Område C). Det var endel "blue shine" (oljefilm) og avfall i sjøen. Stor aktivitet med båtpuss og annet vedlikehold på landarealet uten oppsamling og dermed en del direkte avrenning til sjø. Det ble også observert henstand av olje/kjemikalieavfall uten oppsamling/sikring. Sjøbunnen sentralt og mot øst viste en generelt dårlig tilstand med lite flora og fauna. Det var noe bedre i sundet mot vest. I indre deler av området var det mye døde blåskjell og østers, samt bakteriefilm av *Beggiatoa* spp. på sedimentoverflaten som indikerer reduserende forhold.
- > **Område C:** Innerst i dette området ligger det påfyllingsstasjon med en 25 m³ drivstofftank i stål med mannhull i gavlen. Tanken ligger uten sikring ca. 2 m fra sjøen. Satellittpumpen står på bryggen. Det ble også observert usikret lagring av mindre kanner med olje/petroleumsprodukter, batterier, o.l. Hele bryggeanlegget innerst i bukten er innsatt med tjærelignende maling/impregnering. En innendørs fyringsoljetank ble også lokalisert tilknyttet et verksted ca. 30 m oppstrøms havnen. Området var også preget av lite flora og fauna og dårlig sjøbunn.

Bunndyr – 3 stasjoner

Prøvepunktet i område A utgikk på grunn av manglede fauna. Det var i stor grad moderat til sterkt reduserende forhold i sedimentene og bunnvannet grunnet høy tilførsel av landbasert organisk materiale.

Prøvepunktet i område B utgikk på grunn av manglede fauna. Sedimentene var svært bløte og var stedvis anoksiske.

Prøvepunktet i område C utgikk også på grunn av manglede fauna. Sedimentene var svært bløte og var stedvis anoksiske.

Oppsummert så lot det seg ikke gjøre å samle inn sedimentlevende bunndyr (byttedyr) for bulk analyse av miljøgiftinnhold og beregning av BCF. Manglende biotaprøver blir delvis erstattet av annen type biotamatriks.

Blåskjell - 3 stasjoner

Det ble ikke tatt prøver i område A på grunn av manglende populasjoner. I stedet ble prøven erstattet av en alternativ prøve av juvenile skjell fra område B.

Det var gode populasjoner av skjell på tauverk og flyteelementer i båthavna i område B. Generelt var individene store og i størrelsesgruppen 8-10 cm som var sterkt nedslammet og begrodd. Det betyr at skjellene har hatt god tid til å akkumulere, men også tid til å omsette miljøgifter. Det ble derfor også tatt en prøve av juvenile skjell for å belyse nåtidig eksponering, se Figur 8.

- > Store blåskjell i størrelsesgruppe 8-10 cm. Antall 25 + 10% individer. Prøve merket [KAL B – Blåskjell]

- > Juvenile skjell i størrelsesgruppe 1-2 cm. Antall ca. 200+ individer. Prøve merket [KAL B – Blåskjell Juv.]



Figur 8. Blåskjell fra tiltaksområde B, Kalstadkilen. Foto: Roger M Konieczny, COWI 2018.

Det ble funnet en mindre populasjon innerst i området C på flytebrygge nær påfyllingsstasjonen. Domineres av store skjell som er både sterkt nedslammet og begrodd.

- > Store skjell i størrelsesgruppe 6–8 cm. Antall 25 + 10% individer. Prøve merket [KAL B – Blåskjell]

Snegler – 3 stasjoner

Prøver av strandsnegl består normalt av en blanding av *Littorina*-arter og er ofte en god matriks for akkumulasjon av miljøgifter. Det var godt med strandsnegl nordøst i område A på begge sider av sundet nær broen. Sedimentene i området var preget av en sort grov sand (ikke organisk) som kan stamme fra f. eks. pyroksen i gabbro (eller varianter som anortositt og peridotitt).

- > Prøvemateriale 120 + 10% individer. Prøve merket [KAL A – SNEGL]

Det ble funnet en moderat populasjon på hardbunn i tidevannsonen i område B, mest langs øya mot sundet og på tuppen nordøst i området. Tidvis på tang og sedimentoverflaten som har middels dårlig kvalitet i sundet og dårlig kvalitet sentralt i området.

- > Prøvemateriale 120 + 10% individer. Prøve merket [KAL B – SNEGL]

I område C ble det funnet moderat populasjon som satt spredt på bryggene i tidevannsonen (impregnert treverk) langs hele indre del av området. Tidvis ble de funnet på sedimentoverflaten som hadde dårlig kvalitet.

- > Prøvemateriale 120 + 10% individer. Prøve merket [KAL C – SNEGL]

Reker – 2 stasjoner

Det var opprinnelig inkludert én stasjon for strandreker. Under feltarbeidet ble det valgt å ta prøver fra to stasjoner som en erstatning for mangel på annen matriks, blant annet i område A. Det ble ikke funnet strandreker i område A, og derfor ingen prøve ble tatt.

I område B ble det funnet en stor populasjon av reker både i kanalen og i de sentrale delene av området.

- > Prøvemateriale 200+ individer. Prøve merket [KAL B – REKE]

I område C ble en stor populasjon av reker fanget nær påfyllingsstasjonen innerst i området.

- > Prøvemateriale 180+ individer. Prøve merket [KAL C – REKE]

Krabbe – 2 stasjoner

Det var tidkrevende å samle inn strandkrabber i denne resipienten, mest på grunn av delområdenes utforming. Det lot seg likevel gjøre å fange tilstrekkelig antall for 3 prøver.

Det ble først valgt å slå sammen områdene (A og B) til en prøve, da krabbene var samlet i kanalen på begge sider av broen (trolig samme vandringsområde). Men laboratoriet klarte likevel å opparbeide materialet til 2 separate analyser.

- > Prøvemateriale 16 individer. Prøve merket [KAL A+B – KRABBE], men analysert som KAL A (7 individer) og KAL B (9 individer).

I område C ble det funnet en moderat populasjon av krabber med god størrelsesvariasjon. Individene ble samlet innerst i området nær påfyllingsstasjonen.

- > Prøvemateriale består av 18 individer. Prøve merket [KAL C – KRABBE]

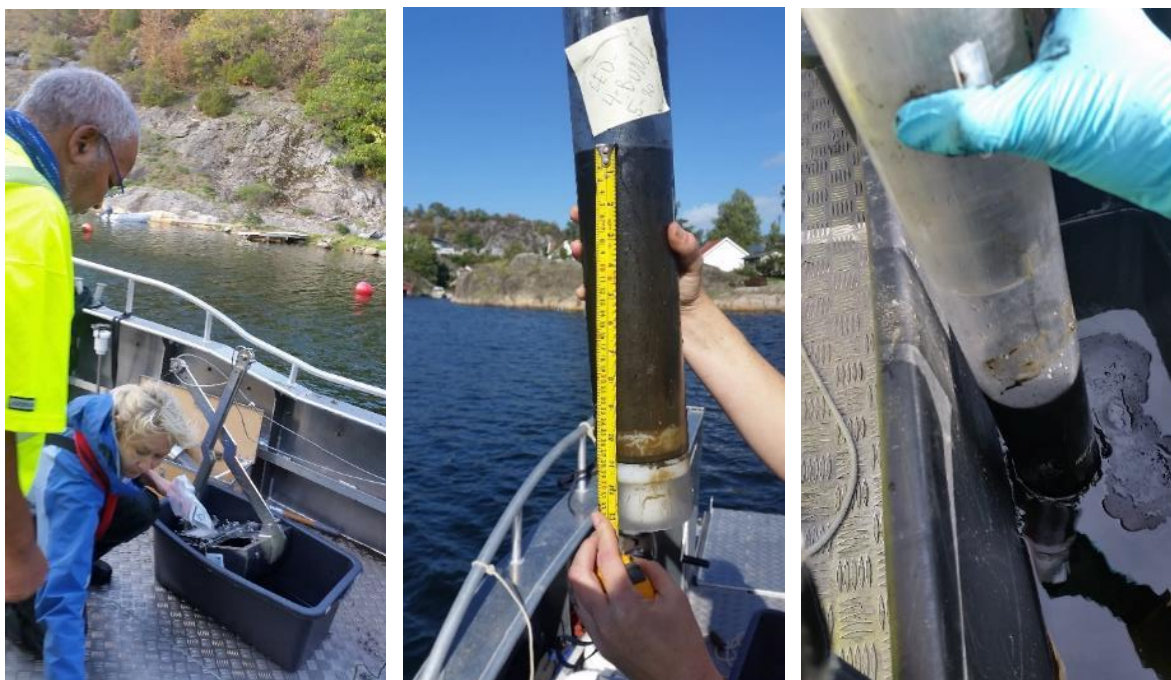
3.4.4 Gradientmålinger

Det ble gjort CTD-målinger, dvs. gradientmålinger, på de dypeste områdene både i indre- og ytre Kalstadkilen. Dette ble gjennomført vha. en YSI EXO3 multisonde.

3.5 Resultater

3.5.1 Sedimentanalyser

I Bilag B er det vist bilder av prøvetakingen for utvalgte sedimentprøver. Prøvene ble tatt med sedimentgrabb og de ulike dybdene ble tatt ut vha. pleksiglassrør, se Figur 9.



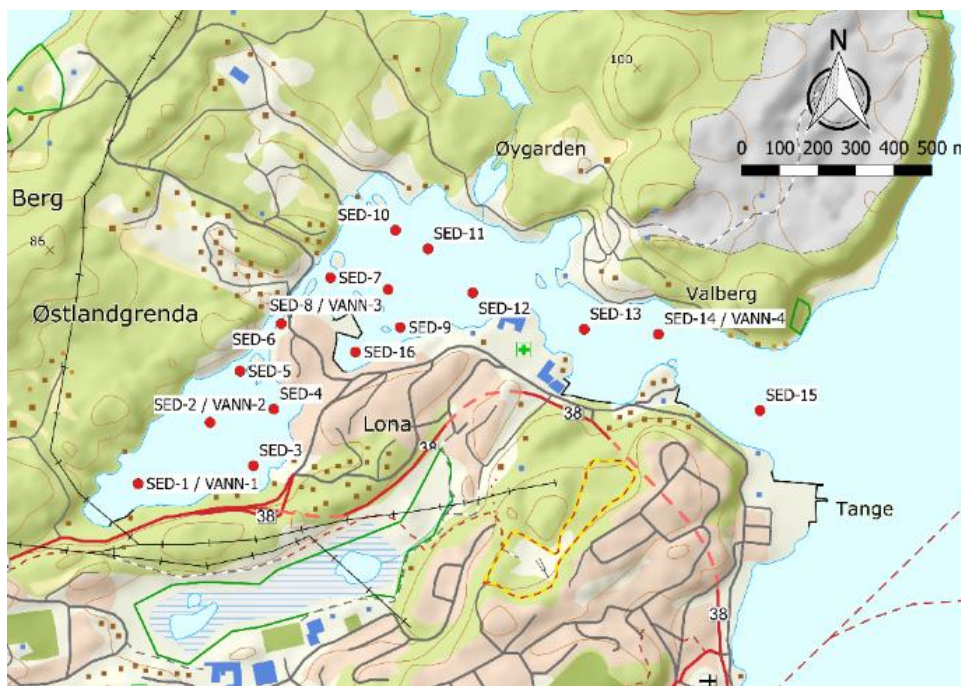
Figur 9. Bilder fra sedimentprøvetaking i Kalstadkilen, 2018.

Prøvestasjoner

Koordinatene til prøvestasjonene for sedimentprøver er vist i Tabell 2 og er tegnet inn i Figur 10. Utvalgte vannprøver ble lagt til fire av stasjonene.

Tabell 2. Koordinatene for sedimentstasjonene er oppgitt som desimalgrader. For prøvestasjonene som er merket med stjerne (*) ble det tatt prøver på 5-20 cm i tillegg til 0-5 cm dyp.

Område	Prøvestasjon Sediment	Tilsvarende prøvestasjon for vann	Koordinater	
			Nord	Øst
Inder Kalstadkilen	SED-1	VANN-1	58.875934	9.3882760
	SED-2	VANN-2	58.877363	9.391573
	SED-3		58.876340	9.393540
	SED-4 *		58.87767	9.394480
	SED-5		58.87857	9.392950
	SED-6		58.87968	9.394842
Ytre Kalstadkilen	SED-7 *		58.880757	9.3970982
	SED-8 *	VANN-3	58.8804692	9.399722
	SED-9		58.8795778	9.4002638
	SED-10		58.8818643	9.4000734
	SED-11		58.8814241	9.4015528
	SED-12		58.8803817	9.4035785
	SED-13		58.8795072	9.4086483
	SED-14	VANN-4	58.8793785	9.4120298
	SED-15		58.8775698	9.416636
	SED-16 *		58.8790021	9.3982203



Figur 10. Oversikt over prøvetakingspunktene for vann og sedimenter 2018.

Kjemiske analyser

De kjemiske analyseresultatene for sedimentprøvene tatt i Indre Kalstadkilen er vist i Tabell 3 og for Ytre Kalstadkilen i Tabell 4 og Tabell 5. Resultatene viste høye konsentrasjoner av kobber og kvikksølv, PAH og TBT. Resultatene for de to blandprøvene som ble tatt Indre og Ytre Kalstadkilen er vist i Tabell 6. I tabellene er resultatene fargelagt iht. tilstandsklassene. Spesielt høye konsentrasjoner gjenfinnes av TBT. Grensen for å havne i tilstandsklasse 5 er ved konsentrasjoner $>0,032 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ for TBT.

I prøvene ble det målt betydelig høyere konsentrasjoner: fra $4,2 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ i Indre Kalstadkilen (SED-2) til $2600 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ i bukta i Ytre (SED-16). Det gjenfinnes også nedbrytningsproduktene DBT og MBT i de aller fleste prøvene. Det er også meget høyt organisk innhold i sedimentene, opp mot 16%. Nedbrytning av disse organiske forbindelsene er med på å forbruke oksygen i bunnvannet og skaper stedvis anoksiske forhold.

Tabell 3. Kjemiske analyseresultater av sedimentprøvene fra Indre Kalstadkilen. Resultatene er fargelagt iht. tilstandsklassene (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V).

Parameter	Enhet	KAL- SED-1	KAL- SED-2	KAL- SED-3	KAL- SED-4		KAL- SED-5	KAL- SED-6
Dybde	cm	0-5	0-5	0-5	0-5	5-20	0-5	0-5
Arsen (As)	mg/kg TS	19	13	21	16	15	9,1	3,8
Bly (Pb)	mg/kg TS	71	63	130	130	78	60	22
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	1,3	2,1	1,6	1,3	1,8	0,48	0,054
Kobber (Cu)	mg/kg TS	150	41	98	91	52	67	19
Krom (Cr)	mg/kg TS	19	27	30	27	28	12	5,8
Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0,841	0,088	0,503	0,461	0,189	0,266	0,05
Nikkel (Ni)	mg/kg TS	35	42	71	81	42	25	10
Sink (Zn)	mg/kg TS	210	130	330	250	200	110	57
PCB 28	mg/kg TS	0,0011	< 0,00068	0,0016	0,0034	< 0,00065	0,018	< 0,00050
PCB 52	mg/kg TS	0,0011	< 0,00068	0,0024	0,0060	0,0017	0,0410	0,00074
PCB 101	mg/kg TS	0,0012	< 0,00068	0,0021	0,0031	0,0012	0,0064	0,00093
PCB 118	mg/kg TS	0,0011	< 0,00068	0,0015	0,0023	0,0011	0,0056	0,00110
PCB 153	mg/kg TS	0,0013	< 0,00068	0,0018	0,0028	0,0011	0,0026	0,00052
PCB 138	mg/kg TS	0,0015	< 0,00068	0,0022	0,0028	0,0012	0,003	0,00057
PCB 180	mg/kg TS	0,00065	< 0,00068	0,0012	0,0011	< 0,00065	0,0011	< 0,00050
Sum 7 PCB	mg/kg TS	0,008	nd	0,013	0,022	0,0063	0,078	0,0039
Naftalen	mg/kg TS	< 0,010	< 0,014	< 0,012	< 0,012	< 0,013	< 0,010	< 0,010
Acenaftylen	mg/kg TS	0,01	< 0,014	0,022	0,024	< 0,013	0,015	0,014
Acenaften	mg/kg TS	< 0,010	< 0,014	< 0,012	< 0,012	< 0,013	< 0,010	< 0,010
Fluoren	mg/kg TS	< 0,010	< 0,014	0,014	0,02	< 0,013	0,026	< 0,010
Fenantren	mg/kg TS	0,087	0,2	0,26	0,37	0,17	0,37	0,16
Antracen	mg/kg TS	0,013	0,025	< 0,012	0,061	0,024	0,086	0,049
Fluoranten	mg/kg TS	0,35	0,52	0,9	1,3	0,52	0,8	0,67
Pyren	mg/kg TS	0,35	0,59	0,95	1,3	0,58	0,77	0,57
Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0,14	0,21	0,37	0,51	0,22	0,32	0,31
Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0,14	0,19	0,34	0,45	0,18	0,27	0,26
Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	0,42	0,53	0,99	1,1	0,64	0,55	0,37
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0,13	0,16	0,31	0,3	0,18	0,16	0,14
Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0,21	0,29	0,51	0,65	0,3	0,34	0,28
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0,21	0,29	0,48	0,59	0,33	0,26	0,15
Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0,036	0,045	0,075	0,093	0,048	0,044	0,03
Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0,25	0,34	0,53	0,67	0,35	0,28	0,16
Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	2,3	3,4	5,8	7,4	3,5	4,3	3,2
Tørrestoff	%	20,7	14,6	16,3	16,4	15,4	42,7	70,8
Tributyltinn (TBT)	µg/kg tv	22	4,2	25	28	72	120	7
Dibutyltinn (DBT)	µg/kg tv	54	<2,5	55	58	46	61	22
Monobutyltinn (MBT)	µg/kg tv	18	<2,5	20	22	6,1	12	16
Kornstørrelse <2 µm	% TS	2,3	2,3	2,4	2,3	2,5	1,9	<1,0
Kornstørrelse < 63 µm	% TS	77,7	67,4	78,3	75,5	72,8	52,6	19,2
Totalt organisk karbon (TOC)*	mg/kg TS	88 400	125 000	111 000	112 000	159 000	53 700	13 700
	%	8,8	12,5	11,1	11,2	15,9	5,4	1,4
Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	µg/kg TS	27	<2,5	28	29	24	31	11
Monobutyltinn kation	µg/kg TS	12	<2,5	13	15	4,1	8,2	11
Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	µg/kg TS	9	<2,5	10	11	30	49	2,9

* I henhold til SFT veileder 97:03 (Molvær m.fl. 1997)

Tabell 4. Kjemiske analyseresultater av sedimentprøvene fra Ytre Kalstadkilen (tabell 1 av 2). Resultatene er fargelagt iht. tilstandsklassene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V)

Parameter	Enhet	KAL-SED-7		KAL-SED-8		KAL-SED-9	KAL-SED-10	KAL-SED-11
		0-5	5-20	0-5	5-20	0-5	0-5	0-5
Dybde	cm							
Arsen (As)	mg/kg TS	24	18	25	14	31	29	26
Bly (Pb)	mg/kg TS	170	140	130	74	220	190	190
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	1,3	2	1,8	2,2	1,6	2,1	1,8
Kobber (Cu)	mg/kg TS	140	110	110	56	140	120	110
Krom (Cr)	mg/kg TS	34	36	31	29	37	38	32
Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0,638	0,263	0,6	0,183	0,955	0,798	0,769
Nikkel (Ni)	mg/kg TS	75	110	65	47	79	80	78
Sink (Zn)	mg/kg TS	320	180	240	130	280	320	280
PCB 28	mg/kg TS	0,0038	< 0,00076	0,0048	< 0,00070	0,012	0,0043	0,0024
PCB 52	mg/kg TS	0,0054	0,0016	0,0069	0,0012	0,017	0,0058	0,004
PCB 101	mg/kg TS	0,005	0,0017	0,0065	0,0012	0,01	0,0051	0,0054
PCB 118	mg/kg TS	0,0057	0,0023	0,0059	0,00072	0,0087	0,0036	0,0039
PCB 153	mg/kg TS	0,0048	0,0018	0,0055	0,00082	0,0061	0,0042	0,006
PCB 138	mg/kg TS	0,0055	0,0021	0,0061	0,0011	0,007	0,0052	0,008
PCB 180	mg/kg TS	0,0019	0,0013	0,0023	< 0,00070	0,0019	0,0014	0,0031
Sum 7 PCB	mg/kg TS	0,032	0,011	0,038	0,005	0,063	0,03	0,033
Naftalen	mg/kg TS	0,024	0,041	0,026	< 0,014	0,033	0,051	0,042
Acenaftylen	mg/kg TS	0,038	0,032	0,03	< 0,014	0,034	0,021	0,042
Acenaften	mg/kg TS	0,028	0,03	0,04	< 0,014	0,044	0,083	0,073
Fluoren	mg/kg TS	0,046	0,061	0,07	0,022	0,081	0,14	0,12
Fenantren	mg/kg TS	0,66	0,61	0,88	0,29	1,2	2,3	1,5
Antracen	mg/kg TS	0,13	0,11	0,2	0,059	0,22	0,38	0,3
Fluoranten	mg/kg TS	2	1,5	2,1	0,72	2,8	4,8	3,2
Pyren	mg/kg TS	1,8	1,5	1,9	0,72	2,5	4,2	3
Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0,87	0,6	0,95	0,32	1,3	1,4	1,5
Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0,77	0,48	0,81	0,28	1,1	1,3	1,2
Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	1,8	1,8	1,5	0,64	2,2	3,5	2,3
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0,51	0,56	0,49	0,18	0,76	1	0,7
Benzo[a]pyren	mg/kg TS	1,1	0,94	0,99	0,39	1,4	1,9	1,6
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0,77	0,35	0,8	0,3	1	1,1	1,1
Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0,14	0,083	0,15	0,053	0,18	0,19	0,21
Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0,82	0,31	0,89	0,32	1,1	1,2	1,2
Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	12	9	12	4,3	16	24	18
Tørrestoff	%	23,2	13,1	17	14,3	19,1	20	18,5
Tributyltinn (TBT)	µg/kg tv	51	29	170	20	180	100	92
Dibutyltinn (DBT)	µg/kg tv	94	22	130	14	140	90	74
Monobutyltinn (MBT)	µg/kg tv	50	4,9	27	<2,5	35	26	26
Kornstørrelse <2 µm	% TS	4,9	2,5	2,8	2,7	2,8	2,5	2,3
Kornstørrelse < 63 µm	% TS	79,5	70,7	71	72,8	70,4	65,8	71,7
Totalt organisk karbon (TOC)	mg/kg TS	82 000	139 000	111 000	119 000	116 000	111 000	97 600
	%	8,2	13,9	11,1	11,9	11,6	11,1	9,7
Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	µg/kg TS	48	11	67	6,9	69	46	38
Monobutyltinn kation	µg/kg TS	34	3,3	18	<2,5	23	18	18
Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	µg/kg TS	21	12	71	8,2	75	42	38

* I henhold til SFT veileder 97:03 (Molvær m.fl. 1997)

Tabell 5. Kjemiske analyseresultater av sedimentprøvene fra Ytre Kalstadkilen (tabell 2 av 2). Resultatene er fargelagt iht. tilstandsklassene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V)

Parameter	Enhet	KAL-SED-12	KAL-SED-13	KAL-SED-14	KAL-SED-15 (Referanse)	KAL-SED-16	
		0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	5-20
Dybde	cm	0-5	0-5	0-5	0-5	0-5	5-20
Arsen (As)	mg/kg TS	22	19	19	1,8	28	28
Bly (Pb)	mg/kg TS	200	150	180	5,8	260	330
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	1,9	1,9	1,7	0,014	2,2	2,7
Kobber (Cu)	mg/kg TS	130	110	130	4	440	330
Krom (Cr)	mg/kg TS	34	27	33	4,4	43	45
Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	1,04	0,781	0,594	0,013	2,904	3,65
Nikkel (Ni)	mg/kg TS	68	93	65	4,8	150	150
Sink (Zn)	mg/kg TS	360	370	340	16	530	610
PCB 28	mg/kg TS	0,0097	0,007	0,0032	< 0,00050	0,038	0,04
PCB 52	mg/kg TS	0,025	0,021	0,0091	< 0,00050	0,064	0,066
PCB 101	mg/kg TS	0,016	0,016	0,0094	< 0,00050	0,04	0,042
PCB 118	mg/kg TS	0,011	0,011	0,0059	< 0,00050	0,042	0,048
PCB 153	mg/kg TS	0,0098	0,017	0,011	< 0,00050	0,011	0,015
PCB 138	mg/kg TS	0,01	0,019	0,012	< 0,00050	0,016	0,018
PCB 180	mg/kg TS	0,0053	0,009	0,0069	< 0,00050	0,0051	0,0058
Sum 7 PCB	mg/kg TS	0,087	0,1	0,058	nd	0,22	0,23
Naftalen	mg/kg TS	0,038	0,034	0,049	< 0,010	0,028	0,023
Acenaftylene	mg/kg TS	0,047	0,026	0,039	< 0,010	0,041	0,042
Acenaften	mg/kg TS	0,055	0,052	0,061	< 0,010	0,024	0,024
Fluoren	mg/kg TS	0,082	0,067	0,1	< 0,010	0,045	0,042
Fenantren	mg/kg TS	1	0,82	1,2	0,019	0,84	0,74
Antracen	mg/kg TS	0,23	0,18	0,26	< 0,010	0,14	0,11
Fluoranten	mg/kg TS	2,6	1,7	2,6	0,038	2,7	2,4
Pyren	mg/kg TS	2,4	1,7	2,7	0,032	2,3	2,1
Benzo[a]antracen	mg/kg TS	1,2	0,71	1,2	0,016	1,1	1
Krysen/Trifenylene	mg/kg TS	0,96	0,6	0,96	0,014	0,95	0,86
Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	2,3	1,5	2	0,023	2	2
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0,54	0,41	0,57	< 0,010	0,58	0,52
Benzo[a]pyren	mg/kg TS	1,4	0,86	1,4	0,016	1,2	1,2
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0,97	0,67	0,85	0,012	0,85	0,95
Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0,17	0,12	0,16	< 0,010	0,16	0,17
Benzo[ghi]perylene	mg/kg TS	1	0,72	0,91	0,013	0,94	1,1
Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	15	10	15	0,18	14	13
Tørrestoff	%	24,7	24,1	20,6	80,4	13,2	13,6
Tributyltinn (TBT)	µg/kg tv	200	510	680	6,4	2600	740
Dibutyltinn (DBT)	µg/kg tv	130	160	200	5,8	590	430
Monobutyltinn (MBT)	µg/kg tv	40	59	50	3,2	93	86
Kornstørrelse <2 µm	% TS	2,5	2,9	2,6	<1,0	2,6	2,1
Kornstørrelse < 63 µm	% TS	74,6	75,8	71,1	5,7	69,1	58,3
Totalt organisk karbon (TOC)*	mg/kg TS	77 600	62 500	87 700	3 400	148 000	146 000
	%	7,7	6,2	8,8	3,4	14,8	14,6
Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	µg/kg TS	67	79	100	3	300	220
Monobutyltinn kation	µg/kg TS	27	40	34	<2,5	63	58
Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	µg/kg TS	81	210	280	2,6	1100	300

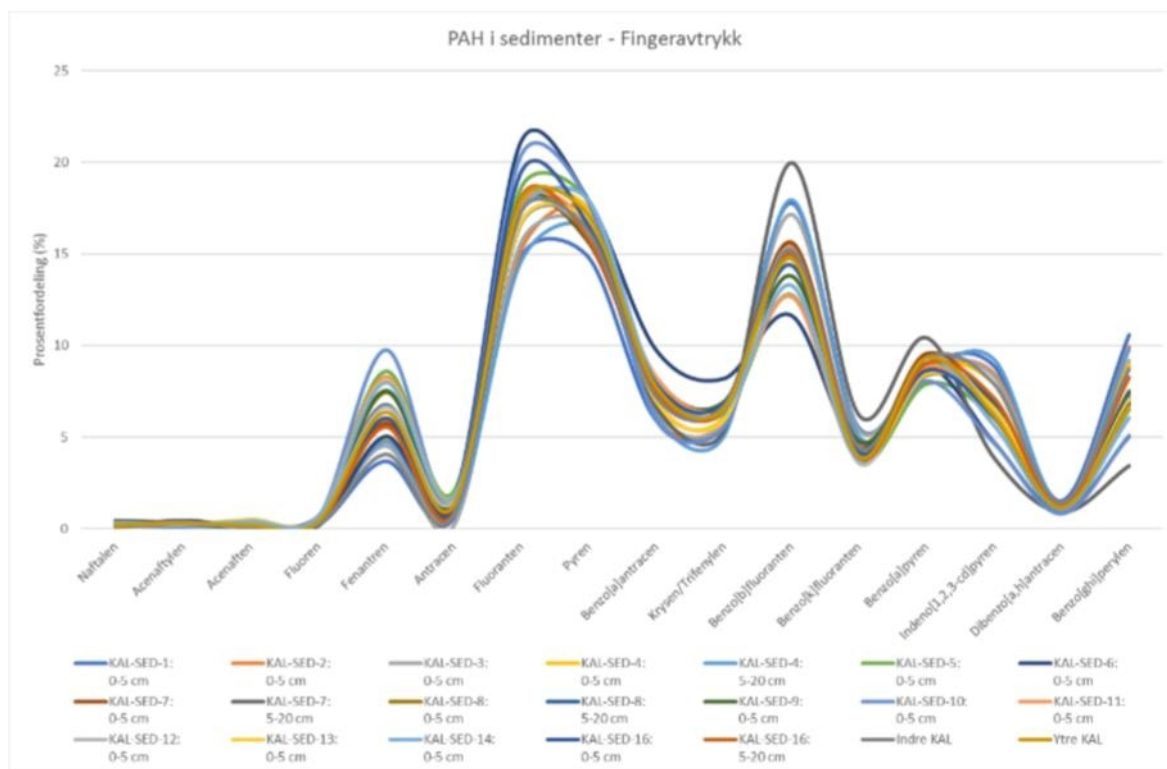
* I henhold til SFT veileder 97:03 (Molvær m.fl. 1997)

Tabell 6. Kjemiske analyseresultater av blandprøver av sediment fra Indre og Ytre Kalstadkilen.

Parameter	Enhet	Indre KAL	Ytre KAL
Arsen (As)	mg/kg TS	22	25
Bly (Pb)	mg/kg TS	190	180
Kadmium (Cd)	mg/kg TS	1,5	1,8
Kobber (Cu)	mg/kg TS	170	190
Krom (Cr)	mg/kg TS	36	37
Kvikksølv (Hg)	mg/kg TS	0,757	1,14
Nikkel (Ni)	mg/kg TS	66	100
Sink (Zn)	mg/kg TS	450	340
PCB 28	mg/kg TS	0,0054	0,013
PCB 52	mg/kg TS	0,01	0,022
PCB 101	mg/kg TS	0,0089	0,013
PCB 118	mg/kg TS	0,0065	0,014
PCB 153	mg/kg TS	0,011	0,0068
PCB 138	mg/kg TS	0,011	0,0083
PCB 180	mg/kg TS	0,0043	0,0028
Sum 7 PCB	mg/kg TS	0,057	0,08
Naftalen	mg/kg TS	0,014	0,028
Acenaftylen	mg/kg TS	0,038	0,039
Acenaften	mg/kg TS	< 0,010	0,026
Fluoren	mg/kg TS	0,021	0,052
Fenantren	mg/kg TS	0,4	0,82
Antracen	mg/kg TS	0,069	0,16
Fluoranten	mg/kg TS	1,7	2,3
Pyren	mg/kg TS	1,6	2,2
Benzo[a]antracen	mg/kg TS	0,71	1
Krysen/Trifenylen	mg/kg TS	0,66	0,84
Benzo[b]fluoranten	mg/kg TS	1,5	1,9
Benzo[k]fluoranten	mg/kg TS	0,44	0,51
Benzo[a]pyren	mg/kg TS	0,92	1,2
Indeno[1,2,3-cd]pyren	mg/kg TS	0,78	0,8
Dibenzo[a,h]antracen	mg/kg TS	0,14	0,15
Benzo[ghi]perylen	mg/kg TS	0,86	0,86
Sum PAH(16) EPA	mg/kg TS	9,9	13
Tørrstoff	%	20,9	18
Tributyltinn (TBT)	µg/kg tv	71	360
Dibutyltinn (DBT)	µg/kg tv	150	200
Monobutyltinn (MBT)	µg/kg tv	86	38
Kornstørrelse <2 µm	% TS	2,2	2,6
Kornstørrelse < 63 µm	% TS	60,4	67,9
Totalt organisk karbon (TOC)*	mg/kg TS	101 000	120 000
	%	10,1	12
Dibutyltinn-Sn (DBT-Sn)	µg/kg TS	78	100
Monobutyltinn kation	µg/kg TS	58	25
Tributyltinn-Sn (TBT-Sn)	µg/kg TS	29	150

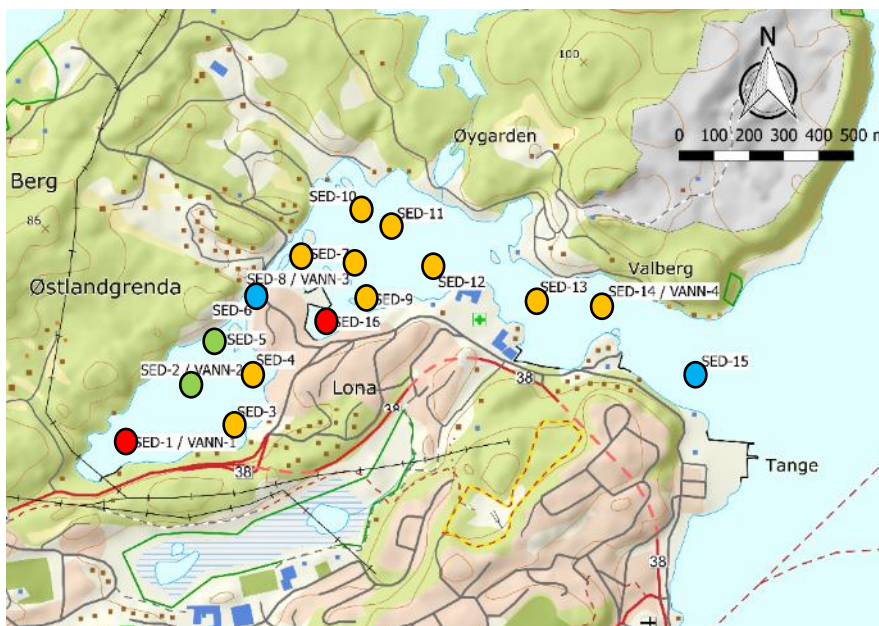
* I henhold til SFT veileder 97:03 (Molvær m.fl. 1997)

Det er sett på sammensetningen av de 16 PAH-forbindelsene for å se om det potensielt kan være flere kilder til forurensingen. Dette er noe som gjøres i såkalt PAH-fingerprinting (kjemiske fingeravtrykk). PAH-profilene vist i Figur 11 tyder på at forurensingen er historisk og av samme type opphavskilde og at den kan karakteriseres som forbrenningsrelatert (pyrogen PAH). Dette kan blant annet stamme fra kilder som brannen i området på 1970-tallet, fra vedfyring, partikulær forurensning fra forbrenningsmotorer (f.eks. båttrafikk og bileksos) og ikke minst avrenning fra veislitasje. Ofte ses denne type profilforløp når forurensningen inneholder bitumen (restfraksjonen ved høy temperatur tørrdestillering av råolje).

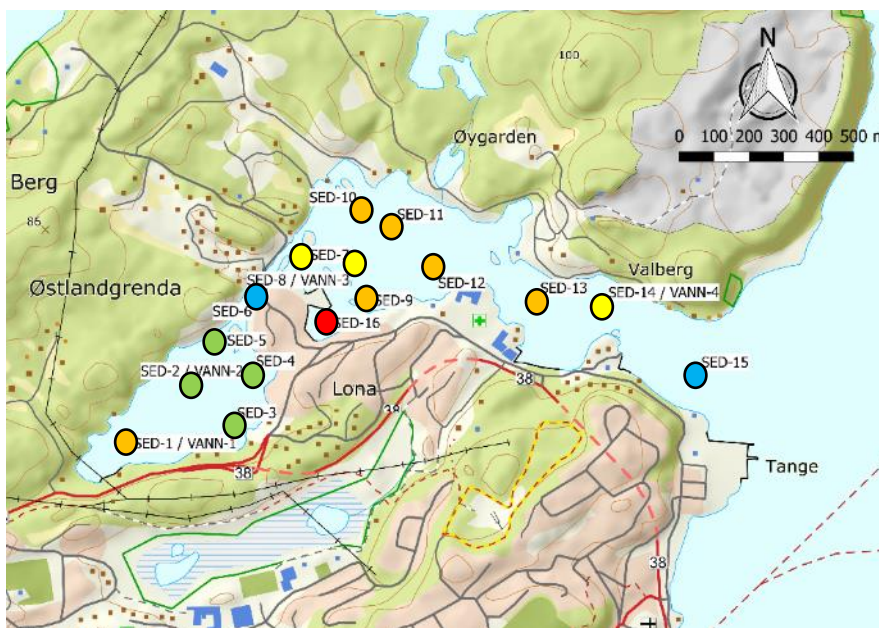


Figur 11. Innbyrdes fordeling (%) av de 16 PAH-forbindelsene i sedimentprøvene.

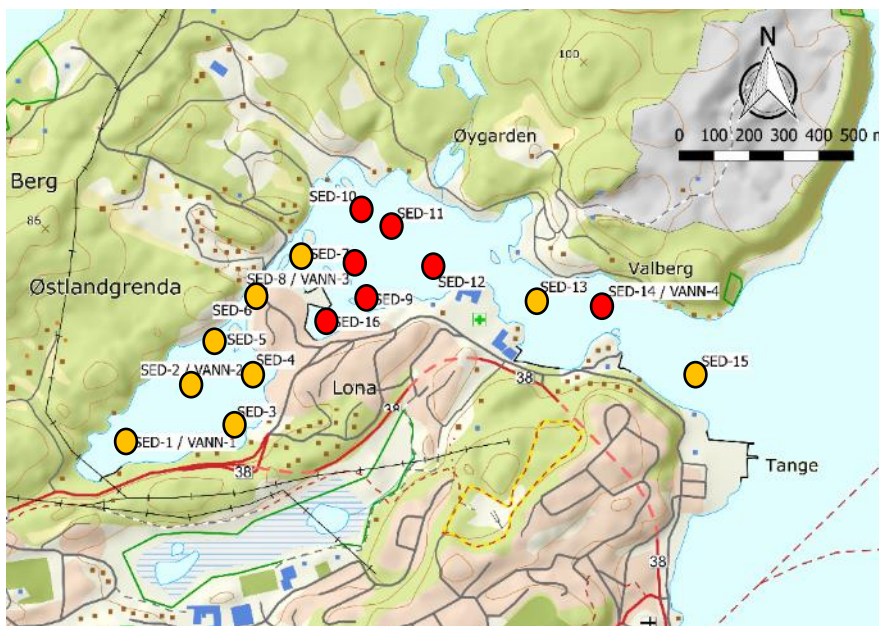
For å vise spredningen av utvalgte parametere visuelt, er fargekategoriene iht. tilstandsklassene (TKL) tegnet inn på de 16 prøvepunktene for sedimenter, se Figur 12 til Figur 15. Dette viser at hele Kalstadkilen er forurenset, spesielt mht. tinnorganiske forbindelser som TBT (Figur 15). De høyeste konsentrasjonene finnes inne i bukta øst for Hestøya (SED-16: TBT = 2600 µg/kg TS) og i de to prøvestasjonene rett innenfor den ytre terskelen (SED-13: TBT = 510 µg/kg TS og SED-14: TBT = 680 µg/kg TS). Det er betydelig høyere konsentrasjoner i Ytre sammenlignet med Indre Kalstadkilen.



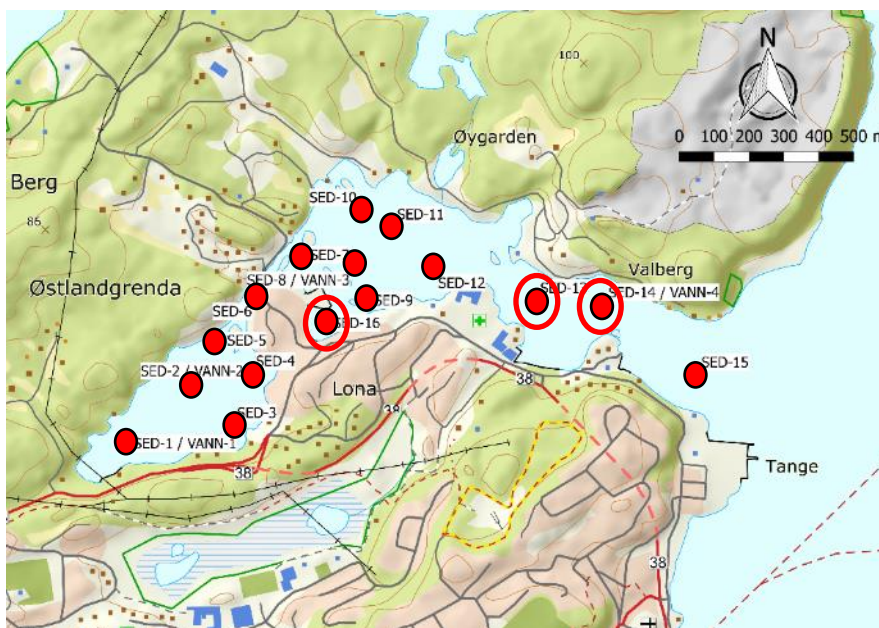
Figur 12. Tilstandsklasser for kopper i sedimentene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V)



Figur 13. Tilstandsklasser for kvikksølv i sedimentene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V)



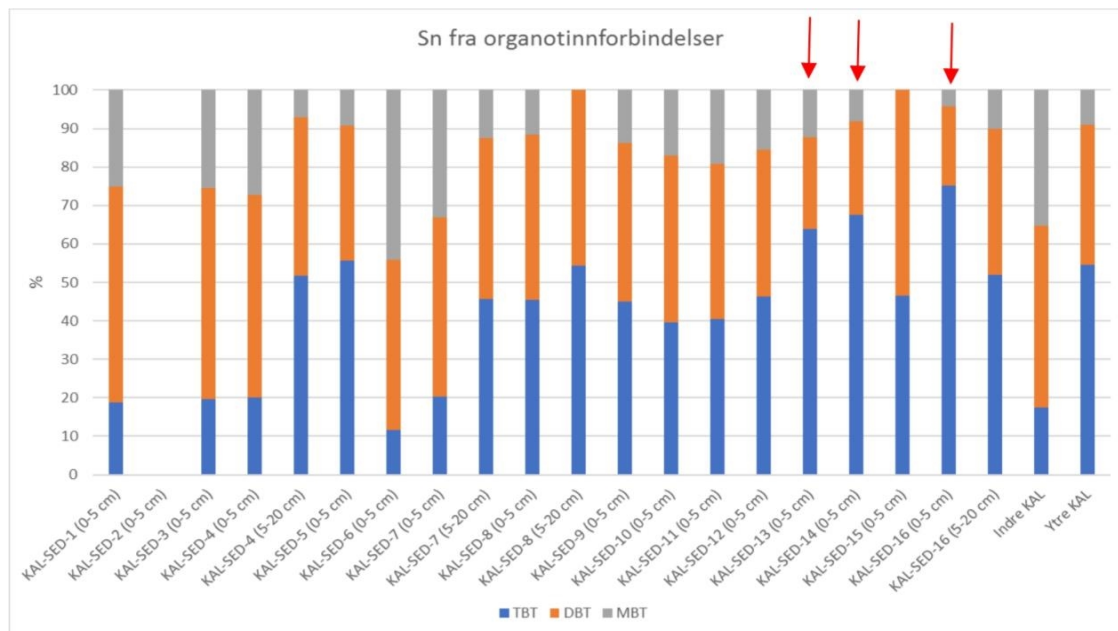
Figur 14. Tilstandsklasser for PAH i sedimentene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V)



Figur 15. Tilstandsklasser for TBT i sedimentene. (Blå = TKL I, Grønn = TKL II, Gul = TKL III, Orange = TKL IV og Rød = TKL V). De tre høyeste konsentrasjonen er merket med rød ring.

For å kunne si noe om kilder til TBT-forurensingen, er det sammenlignet hvor mye tinn som stammer fra TBT og nedbrytningsproduktene DBT og MDT, se Figur 16. Figuren viser at andelen som kommer fra TBT er størst i prøvepunkt SED-16 og SED-13 og SED-14. Dette er de samme prøvepunktene der de høyeste konsentrasjonene finnes igjen. Dette tyder på at disse punktene er nærmest kildene i og med at TBT er minst nedbrutt.

Som tidligere omtalt ligger det en påfyllingsstasjon med satellittpumpe på bryggen i den østre bukten. Det ble også observert usikret lagring av mindre kanner med olje/petroleumsprodukter, batterier, o.l. Hele bryggeanlegget innerst i bukten er innsatt med tjærelignende maling/impregnering. Dette er også trolig et område der det har vært benyttet bunnstoff og annen overflatebehandling av båter. Lenger ute ved SED-13 og SED-14 ligger Frydensborgbukta der det drives båtservice.

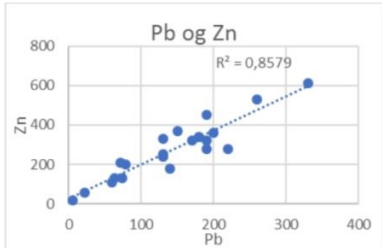
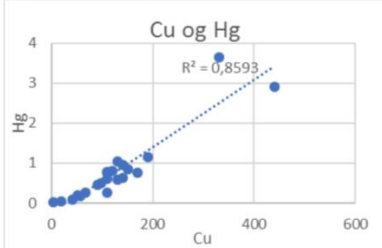


Figur 16. Prosentvis fordeling av tinn fra organo-tinnforbindelser, og om det stammer fra TBT, DBT eller MBT.

Det er også gjort beregninger på tungmetaller for å undersøke om disse kan komme fra felles kilde, se Tabell 7. Verdiene tyder på at kobber og kvikksølv har samme kilde. Det samme gjelder bly og sink. Det kan også tyde på at organo-tinnforbindelsene og kobber også har liknende kilde.

Tabell 7. Linearitet mellom tungmetaller (R^2). Jo bedre korrelasjon det er mellom parameterne, jo mørkere er cellene fargelagt.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Pb	0,7519							
Cd	0,5168	0,4650						
Cu	0,4499	0,6642	0,2851					
Cr	0,7932	0,7782	0,7721	0,4782				
Hg	0,3750	0,6846	0,2843	0,8593	0,3882			
Ni	0,5764	0,7834	0,5461	0,7044	0,7364	0,6444		
Zn	0,6090	0,8579	0,4229	0,7244	0,6622	0,7060	0,7066	
Org-Sn	0,1843	0,3826	0,1427	0,7909	0,2337	0,6229	0,4746	0,4627

Det er kjent at marine forekomster av både kobber, kvikksølv, bly og sink generelt er assosiert med skipsindustrien og spesielt maritime malingsprodukter. Historisk ble småbåter satt inn med blymønje eller kvikksølvholdig maling og senere kobberholdige produkter. Sistnevnte har også erstattet TBT-malinger når disse etter hvert har blitt forbudt internasjonalt. Sink kan i tillegg stamme fra offeranoder på større fartøy. Det anses derfor at de nevnte metallene har sitt opphav i den historiske maritime aktiviteten i tiltaksområdet med båthavner og skipsverft.

Opphavet til forekomstene av nikkell er noe mer uklart, mens forekomstene av arsen, kadmium og krom i varierende grad vi ser bakgrunnsverdier til svakt forhøyet og trolig stammer fra sammensetninger i berggrunnen.

Økotoksanalyser

Marin alge: *Skeletonema costatum*

Det ble gjennomført økotoksikologiske analyser av porevann for blandprøver fra både Indre- og Ytre Kalstadkilen. Porevann ble tillaget ved ristetest iht. NS-EN 12457-2. Ristetesten er gjennomført som ett-trinns ristetest med L/S-forhold på 10, hvor ekstraksjonsmidlet har vært naturlig sjøvann. Testmaterialet ble eksponert til sjøvann i 24 timer. Ristetesten er utført med sjøvann hentet på NIVAs forskningsstasjon i Drøbak. Sjøvannet tas fra 60 meters dyp og benyttes til alle økotoksikologiske tester som foretas av Aquateam COWI og av NIVA. Dette er vurdert som rent sjøvann fra et område som ikke regnes for å være forurenset. Etter avsluttet resting filtreres (0,45 μm) prøven slik at partikler fjernes.

Porevannet ble testet på *Skeletonema costatum* (marin alge): Testprosedyren er basert på ISO 10253 (ISO 10253, 2016). Prosedyren er utviklet for testing av kjemikalier og er tilpasset testing av andre testmedier som utslippsvann fra renseanlegg, utlekkingsvann, porevann, etc. Dette er en veksthemningstest (72 timer). Dose-responskurvene for test av porevannet er vist i Figur 28. Resultatene fra testen er vist i Tabell 8. Det var ingen forskjell på de to prøvene. Begge viste EC_{50}

på 72%, dvs. det ble målt negativ effekt på 50% av individene ved en fortykning der porevannet utgjorde 72%. Dersom dette hadde vært avløpsvann ville dette tilsvare "lav toksisitet" iht. Naturvårdsverket (2010).

Tabell 8. Resultater fra økotokstest av porevann på den marine algen *Skeletonema costatum*. Kurver er vist i Bilag C.

	Effektkonsentrasjoner (% porevann)	
	Indre Kalstadkilen	Ytre Kalstadkilen
NOEC	25	25
EC ₁₀	53	53
EC ₅₀	72	72
EC ₉₀	93	93
TU ¹⁾	1,39	1,39

1) Beregning av TU (toxic unit): $TU = 100\% / LC_{50} (\%V/V)$

På grunn av en feil på laboratoriet (Eurofins), ble det ikke gjort analyser med hoppekrepsen *Acartia tonsa*, østerslarven *Crassostrea gigas* eller DR Calux. Laboratoriet har tilbudt seg å betale for ny prøvetaking, men etter avtale med Fylkesmannen i Telemark ble det bestemt å ferdigstille rapporten og heller avvente ny prøvetaking.

3.5.2 Vannanalyser

Prøvestasjoner

Prøvestasjonene for vannprøver ble lagt til samme sted som utvalgte sedimentprøver. Koordinatene for vannprøvene er vist i Tabell 9. Prøvestasjonene er vist i Figur 10.

Tabell 9. Koordinatene for vannprøvene er oppgitt i desimalgrader (E89). For prøvene merket med stjerne (*) ble det tatt prøver av bunnvann i tillegg til toppvann.

Område	Prøvestasjon vann	Tilsvarende prøvestasjon for sediment	Koordinater	
			Nord	Øst
Inder Kalstadkilen	VANN-1	SED-1	58.875934	9.3882760
	VANN-2 *	SED-2	58.877363	9.391573
Ytre Kalstadkilen	VANN-3 *	SED-8	58.8804692	9.399722
	VANN-4	SED-14	58.8793785	9.4120298

Kjemiske analyser

Alle kjemiske analyseresultater av vann er vist i Bilag D. Resultatene viste ingen spor av PAH16, PCB eller BTEX. Det ble heller ikke påvist hydrokarboner (THC) i prøvene. Resultatene for tungmetaller og total fosfor er vist i Tabell 10. Tungmetallene er fargekategorisert iht. Miljødirektoratets veileder M-608 og fosfor iht. Direktorsgruppen (2018). Dessverre klarte ikke laboratoriet å analysere for totalt nitrogen (tot-N) i prøvene pga. for store matrikseffekter. Disse resultatene utgår derfor.

Tungmetallinnholdet i vann viste meget høy konsentrasjon av bly i overflatevannet i vannprøven VANN-1 fra Indre Kalstadkilen. Det var også stedvis høye konsentrasjoner av kobber og sink i flere av prøvene.

Det er kun oppgitt tilstandsklasser for overflatevann mth. total fosfor og innholdet i prøvene viste tilstandsklasse II (God). Det ble målt høyere verdier i bunnvannet. Dette kan være et resultat av naturlig utlekking fra sedimentene pga. oksygenfattige forhold.

Tabell 10. Analyseresultater for tungmetaller/metalloid i vannprøver fra Indre og Ytre Kalstadkilen. Tungmetaller som ble påvist over laboratoriets rapporteringsgrense er kategorisert etter tilstandsklasser for kystvann iht. Miljødirektoratets veileder M-608/2016. Analyseresultater for total fosfor (tot-P) er kategorisert etter tilstandsklasser for kystvann iht. Direktoratgruppen (2018). Det er kun gitt tilstandsklasser for overflatevann mht. fosfor.

Parameter	Enhet	Prøvestasjon Vann					
		VANN-1	VANN-2		VANN-3		VANN-4
		Topp	Topp	Bunn	Topp	Bunn	Topp
Arsen (As)	µg/l	<1	1,4	1,6	1,2	<1	1,2
Bly (Pb)	µg/l	58	1,2	1,5	5,2	4,9	27
Kadmium (Cd)	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
Krom (Cr)	µg/l	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Kobber (Cu)	µg/l	5,2	2,5	2,8	2,6	1,5	1,1
Kvikksølv (Hg)	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Nikkel (Ni)	µg/l	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Sink (Zn)	µg/l	36	8,9	23	6,1	6,2	<2
Total Fosfor	µg/l	9,7	8,1	110	5,7	16	5,9

Siktedyp

Det ble gjennomført siktedyp ved bruk av Secchi-skive. Resultatene er vist i Tabell 11. Siktdyp gir informasjon om mengde partikler i vannet og hvor langt ned synlig lys vil gå i vannsøylen. Perioder med høy planteplanktonbiomasse og/eller stor avrenning vil gi dårligere siktdyp. Tilstandsklassene for siktedyp er bestemt utfra om målingene blir gjort på sommer (juni – august). Det er ingen definerte grenser for september som var måneden målingene ble gjort i Kalstadkilen. Siktedypet havner innenfor Tilstandsklasse 4 "Dårlig" referert til sommertilstand for Indre Kalstadkilen og tilsvarende i grensen mellom tilstandsklasse 2 og 3 "God / Moderat" for Ytre Kalstadkilen. Det bør bemerkes at en høsttilstand medfører lavere siktedyp enn sommer pga. avrenning som inneholder større mengder av humus fra dødt organisk materiale.

Tabell 11. Siktedyp målt med Secchi-skive 2018

Prøvestasjon	Vannprøve	Siktedyp (m)	Farge	Total dyp (m)
Indre Kalstadkilen	VANN-T1 (tilsvarende SED-1)	3	Blågrønn	
	VANN-T2/B2 (tilsvarende SED-2)	3	Blågrønn	13,7
Ytre Kalstadkilen	VANN-T3/B3 (tilsvarende SED-8)	6	Blågrønn	
	VANN-T4 (tilsvarende SED-14)	6	Blågrønn	13,6

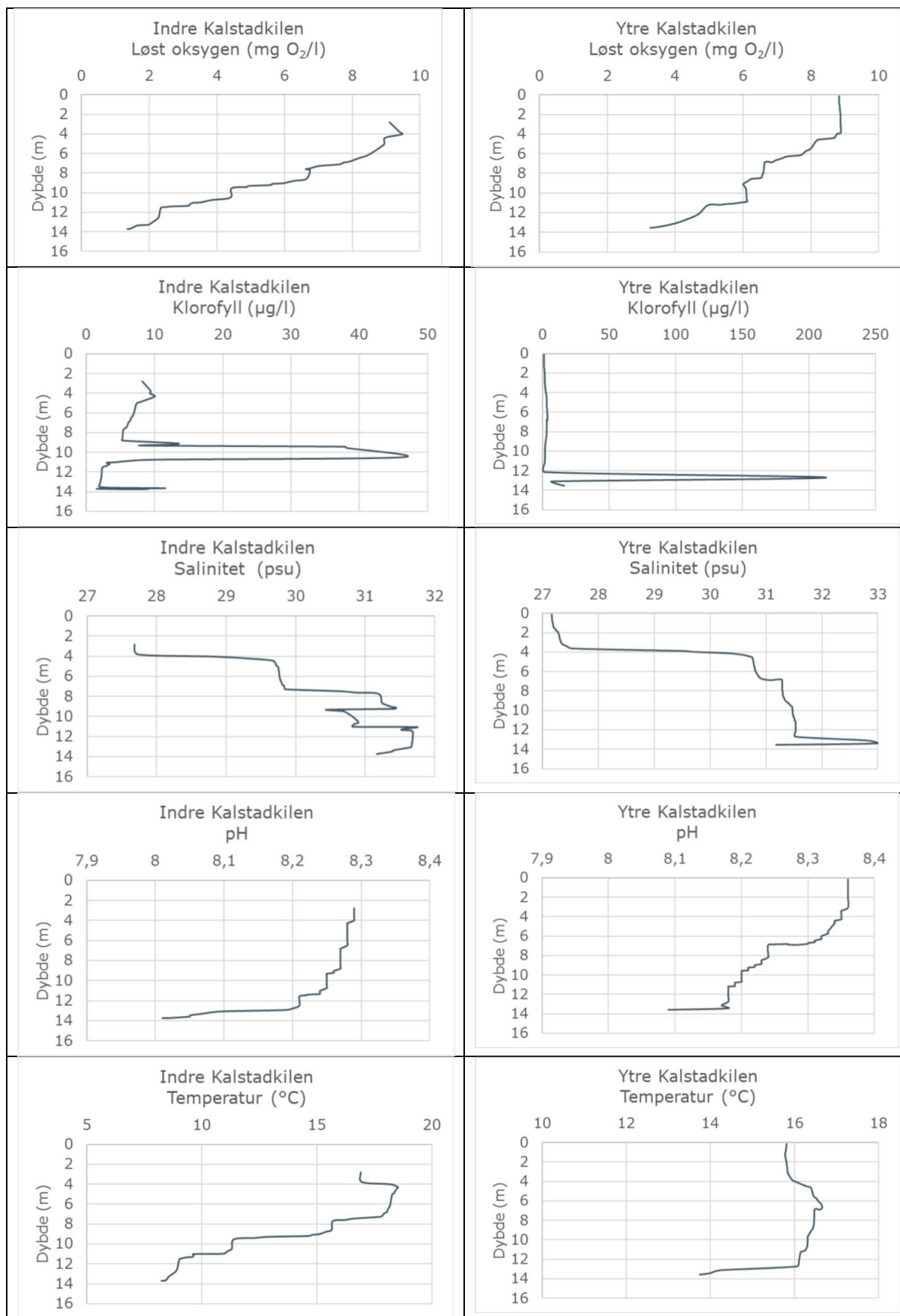
Gradientmålinger

Det ble gjennomført CTD-målinger av løst oksygen, klorofyll-A, salinitet, pH og temperatur i vannsøylen som funksjon av dyp både i Indre og Ytre Kalstadkilen. Målingen ble gjennomført omtrent på de dypeste områdene, se Figur 17.

Resultatene viser redusert oksygeninnhold i de dypere lagene uten noe distinkt sprangsjikt, men konsentrasjonen avtar med dyp. Saliniteten øker motsvarende jo dypere det måles. Ved 4 m er det et tydelig sprang, og de dypere lagene har salinitet tilsvarende sjøvann. Dette tyder på dårlig vannutskifting i dypene, og at ferskvannspåvirkningen som følge av tilrenning kun er i de øvre meterne i både Indre og Ytre Kalstadkilen.

Når både oksygenivået synker ved økende dybde og pH også synker, tyder dette på at det kan være sulfidproduksjon i de dypere lagene. Dette ble også bekreftet ved at flere av sedimentprøvene luktet sterkt av sulfid (H_2S).

Nivået av klorofyll-A er størst på 9-11 m dyp i Indre Kalstadkilen (46 $\mu g/l$) og ved 12-13 m i Ytre (213 $\mu g/l$). Disse verdiene tyder i henhold til Miljødirektoratets veileder 02:2018 på at både Indre Kalstadkilen (vanntype 3) og Ytre Kalstadkilen (vanntype 2) klassifiseres som svært dårlig.



Figur 17. Gradientmålinger fra Indre og Ytre Kalstadkilen. Målingene ble gjennomført henholdsvis 19. og 20. september 2018.

3.5.3 Biota

Oppsummert prøvedekning

- Område A Snegl og krabbe fra 2 lokaliteter med antatt samme belastning
- Område B Blåskjell (+ juvenile ind.), snegl, krabbe og reke fra 3 lokaliteter med ulik belastning
- Område C Blåskjell, snegl, krabbe og reke fra tilnærmet samme lokalitet og samme belastning

Kjemiske analyser

Resultatene fra de kjemiske analysene av biota er vist i Tabell 12. Resultatene viser oppsummert følgende:

Blåskjell ble samlet inn fra område A+B og C, samt en prøve av juvenile individer i område B. I henhold til SFT veileder 97/03 (Molvær *et al.* 1997) ble det ikke funnet nivåer av metaller/metalloider over bakgrunnsnivåer. Dog synes prøven fra område C å være svakt mer påvirket en prøvene fra område A+B og juvenile fra B, ved at den viser gjennomgående de høyeste konsentrasjonene av de tre prøvene, spesielt på arsen (As) og kobber (Cu). Den høyeste kadmium-verdien for all biota ble også funnet her (Tabell 12). Videre var forskjellene mellom juvenile og voksne blåskjell ikke signifikante forskjellige, noe som tyder på at resultatene neppe antyder nåtidige aktive kilder eller påvirkninger.

Strandsnegl ble samlet inn fra alle 3 områdene A, B og C. Sammenlignet med SFT veileder 97/03 (Molvær *et al.* 1997) ble det ikke funnet nivåer av metaller/metalloider over bakgrunnsnivåer. Det var også her noe forskjeller i innholdet av metaller/metalloider og sneglene fra område A synes å være noe mer påvirket en populasjonene fra de andre 2 områdene. De høyeste konsentrasjonene av bly (Pb), krom (Cr) og nikkel for all biota ble funnet i snegler fra område A (Tabell 12).

Strandkrabber ble samlet inn fra alle 3 områdene A, B og C. Det finnes ikke normverdier for strandkrabber, men sammenliknet mot de andre artene fra strandsonene som ble undersøkt, synes nivåene også her å tilsvare bakgrunnsnivåer. Det var også små forskjell i metall-/metalloid-nivåene mellom i de 3 områdene, selv om krabbene i område C synes å inneholde noe mer bly (Pb) og kvikksølv (Hg) en de andre. Når all biota sammenliknes (Tabell 12) viste krabbene i område B høyest innhold av sink og tilsvarende krabbene i område C høyest innhold av kvikksølv (Hg).

Strandreker ble samlet i område B og C. Det finnes ikke normverdier for strandkrabber, men sammenliknet mot de andre artene som ble undersøkt fra strandsonene, synes nivåene også her, som for krabber, å tilsvare bakgrunnsnivåer. Det var videre ingen vesentlige forskjeller i innholdet av metall/metalloid i de 2 prøvene (Tabell 12).

Det kan synes som om strandsneglene var den mest sensitive matriksen for undersøkelser av metaller og metalloider da de viste høyest innhold av 5 av 8 metaller og metalloider (Tabell 12).

Tolkning og sammenstilling av organiske miljøgifter

Alle de utvalgte artene viste tydelig, men variert akkumulasjon av organiske miljøgifter. Variasjonen ligger i eksponering av miljøgiftene primært på grunn av ulikt fødeinntak, men også grad av kontakt med substratet. Fastsittende blåskjell hører til gruppen filterspiser og filtrerer opp til 200L vann i

døgnet, får på den måten i seg plankton og forurensede partikler (normalt >4 µm). I tiltaksområdet viste f. eks. blåskjellene den høyeste akkumulasjonen av PAH16 i alle artene og da 4x mer i område C, enn i område B (Figur 7). Mens de juvenile blåskjellene i område B inneholdt 2x mer PAH enn i voksne individene (Tabell 12). Dette betyr at de voksne skjellene trolig har hatt tid til å omsette noen av disse PAH-forbindelsene, mens de årsgamle individene er utsatt for nåtidig påvirkning. Akkumulasjon av PAH i snegler var omtrent i samme størrelsesordenen som i blåskjell, mens nivåene i krabber og reker var nærmest ubetydelige.

Ser man nærmere på nivåene av PCB-7 i de undersøkte artene var opptaket nærmest ubetydelig i snegler, høyere i blåskjell og reker og høyest i krabber, særlig i område C. Begge krepsdyrartene synes å lagre PCB best i dette tilfelle. Ser man derimot på forekomstene av TBT er det igjen blåskjellene som viser en den høyeste akkumulasjonen, og også her viser de juvenile individene nåtidig påvirkning.

Tabell 12. Kjemiske analyseresultater for biotaprøvene (Positive verdier merket med grå skravur).

Parameter	Enhet	KAL A		KAL B				KAL C				
		Krabbe	Snegl	Krabbe	Blåskjell juv.	Snegl	Blåskjell	Reke	Snegl	Blåskjell	Krabbe	Reke
Arsen (As)	mg/kg	3,1	3,2	3,3	1,6	2,4	1,4	3	5	1,6	3,8	3,2
Bly (Pb)	mg/kg	0,098	1,2	0,19	0,18	0,24	0,21	0,071	0,8	0,43	0,51	0,2
Kadmium (Cd)	mg/kg	0,079	0,12	0,082	0,082	0,062	0,13	0,0092	0,047	0,15	0,088	0,025
Kobber (Cu)	mg/kg	22	35	22	1,5	19	1,2	21	40	1,9	23	30
Krom (Cr)	mg/kg	0,32	6,1	0,055	0,38	0,82	0,24	0,041	3	0,39	0,21	0,18
Kvikksølv (Hg)	mg/kg	0,037	0,036	0,041	0,024	0,02	0,03	0,026	0,034	0,051	0,111	0,102
Nikkel (Ni)	mg/kg	0,41	4,8	0,26	0,37	0,77	0,28	0,19	0,56	0,4	0,33	0,38
Sink (Zn)	mg/kg	31	21	36	21	15	21	23	26	24	30	27
Naftalen	ng/g	<11,1	<42,8	<15,2	<15,6	<22,7	<17,5	<16,0	<20,0	<20,6	<15,7	<14,1
Acenaftylen	ng/g	<0,212	<0,844	<0,304	<0,694	<0,69	<0,454	<0,321	<0,420	<0,429	<0,401	<0,428
Acenaften	ng/g	<0,761	<5,05	<1,10	<1,10	<1,64	<0,81	<0,715	8,76	<1,69	<1,12	<1,35
Fluoren	ng/g	<0,698	<1,17	<1,17	<1,14	<1,04	<0,957	<0,849	<0,90	<1,07	<0,832	<0,88
Fenantren	ng/g	<1,77	2,46	<2,79	5,46	<2,48	2,59	<2,12	6,22	8,22	<2,07	<2,21
Antracen	ng/g	<0,125	0,308	<0,171	0,468	<0,221	0,232	<0,172	0,492	0,883	<0,168	<0,18
Fluoranten	ng/g	<0,593	1,88	<0,831	7,49	1,17	3,31	0,983	4,81	16,1	1,11	1,32
Pyren	ng/g	<0,539	0,899	<0,628	4,87	0,497	2,35	0,68	2,11	9,41	0,94	1,1
Benz(a)antracen	ng/g	0,139	0,45	0,16	0,659	0,19	0,476	0,186	0,48	1,26	0,417	0,571
Krysen	ng/g	0,176	1,75	0,248	1,61	0,416	0,969	0,259	0,916	1,73	0,413	0,604
Benzo[b]fluoranten	ng/g	0,154	2,05	0,25	1,6	0,311	1,05	0,285	0,701	3,67	0,943	1,01
Benzo[k]fluoranten	ng/g	<0,098	0,416	<0,097	0,405	0,0976	0,26	0,123	0,177	0,901	0,363	0,364
Benzo[a]pyren	ng/g	0,109	0,317	0,127	0,338	<0,0906	0,186	0,184	0,173	0,715	0,47	0,65
Dibenz(a,h)antracen	ng/g	<0,098	0,157	<0,0962	<0,099	<0,0906	<0,10	<0,0888	<0,094	0,24	0,158	0,174
Indeno[123cd]pyren	ng/g	0,135	0,592	0,136	0,506	0,115	0,364	0,164	0,278	1,04	0,464	0,648
Benzo[ghi]perylene	ng/g	0,138	0,484	0,149	0,793	0,0977	0,602	0,162	0,232	1,67	0,567	0,64
ΣEPA-PAH16 ex. LOQ	ng/g	0,851	11,8	1,07	24,2	2,9	12,4	3,03	25,4	45,9	5,84	7,08
ΣEPA-PAH16 +LOQ	ng/g	16,9	61,6	23,4	42,8	31,9	32,2	23,3	46,7	69,6	26,2	26,2
PCB 77	pg/g	60,4	42,2	107	58,1	14,8	32,8	52,9	31,7	205	602	665
PCB 81	pg/g	5,87	1,44	6,29	3,73	1,08	1,04	2,42	<0,750	7,47	22,5	18,1
PCB 105	pg/g	387	229	659	314	84,4	205	313	129	930	3500	2810
PCB 114	pg/g	21,1	10,2	43,9	12,9	3,51	8,52	13,9	7,68	40,6	230	148
PCB 118	pg/g	989	612	1720	830	203	603	880	328	2400	9540	6740
PCB 123	pg/g	13,2	4,91	26,5	11,4	2,47	7,83	4,93	2,85	42,7	157	45
PCB 126	pg/g	2,44	2,12	5,18	2,29	<0,685	2,12	3	0,818	6,04	14,6	16,5
PCB 156	pg/g	43,2	29,8	73,9	35,3	7,79	25,8	44,6	8,66	66,2	207	201
PCB 157	pg/g	12,2	8,34	22,6	8,6	2,62	7,6	11,4	2,55	19,7	65	57,3
PCB 167	pg/g	33,6	22,9	48	22,5	5,07	22,3	30,5	5,25	43,4	121	106
PCB 169	pg/g	<3,44	<3,68	<3,76	<3,31	<3,29	<3,13	<3,38	<3,33	<3,17	<3,96	<3,67
PCB 189	pg/g	3,49	2,28	6,13	3,82	<1,10	2,75	4,5	<1,11	4,99	12,7	12,9

Parameter	Enhet	KAL A		KAL B				KAL C				
		Krabbe	Snegl	Krabbe	Blåskjell juv.	Snegl	Blåskjell	Reke	Snegl	Blåskjell	Krabbe	Reke
WHO(2005)-PCB TEQ (medium-bound)	pg/g	0,349	0,299	0,665	0,322	0,0947	0,289	0,396	0,15	0,781	2	2,08
WHO(2005)-PCB TEQ eks. LOQ	pg/g	0,297	0,244	0,609	0,273	0,0111	0,242	0,345	0,0995	0,733	1,95	2,02
WHO(2005)-PCB TEQ inkl. LOQ	pg/g	0,401	0,354	0,721	0,372	0,178	0,336	0,447	0,2	0,828	2,06	2,13
PCB 28	ng/g	<0,287	<0,307	0,475	<0,275	<0,274	<0,261	<0,282	<0,278	0,941	4,04	2,9
PCB 52	ng/g	0,499	0,307	0,958	0,912	< 0,274	0,464	< 0,282	<0,278	2,94	10,2	<0,306
PCB 101	ng/g	1,05	0,384	1,83	0,954	< 0,274	0,658	< 0,282	<0,278	2,99	12	0,51
PCB 138	ng/g	1,11	0,391	1,75	0,747	< 0,274	0,578	0,648	<0,278	1,21	4,39	1,65
PCB 153	ng/g	2,02	0,66	3,18	1,01	< 0,274	0,846	1,06	<0,278	1,59	7,91	2,28
PCB 180	ng/g	<0,287	<0,307	0,372	<0,275	<0,274	<0,261	<0,282	<0,278	<0,264	1,22	0,796
ΣDIN-PCB6 ex. LOQ	ng/g	4,69	1,74	8,57	3,62	ND	2,55	1,71	ND	9,67	39,8	8,14
Total 6 ndI-PCB (medium-bound)	ng/g	4,98	2,05	8,57	3,9	0,822	2,81	2,27	0,833	9,8	39,8	8,29
ΣDIN-PCB6 +LOQ	ng/g	5,26	2,36	8,57	4,17	1,64	3,07	2,84	1,67	9,93	39,8	8,44
Monobutyltinn(MBT)	ng/g	2,4	2,4	1,7	0,99	1,6	3,5	<0,79	9,8	4,1	2,5	5,5
Monobutyltinn-Sn	ng/g	1,6	1,6	1,1	0,67	1,1	2,3	<0,53	6,6	2,7	1,7	3,7
Dibutyltinn (DBT)	ng/g	<0,81	3,8	1,3	3	2,6	6,6	1,4	7,2	12	1,5	11
Dibutyltinn-Sn	ng/g	<0,41	1,9	0,68	1,5	1,3	3,3	0,69	3,7	6	0,77	5,7
Tributyltinn (TBT)	ng/g	1,3	5,9	2,3	29	6,1	24	<0,79	9,9	44	2,6	5,9
Tributyltinn-Sn	ng/g	0,52	2,4	0,95	12	2,5	9,6	<0,32	4	18	1	2,4
Tetrabutyltinn (TTBT)	ng/g	<0,81	<0,73	<0,82	<0,84	<0,81	<0,84	<0,79	<0,75	<0,75	<0,74	<0,79
Tetrabutyltinn Sn	ng/g	<0,28	<0,25	<0,28	<0,29	<0,28	<0,29	<0,27	<0,26	<0,26	<0,25	<0,27
Monooktyltinn (MOT)	ng/g	<0,81	<0,73	<0,82	<0,84	<0,81	<0,84	<0,79	<0,75	<0,75	<0,74	<0,79
Monooktyltinn-Sn	ng/g	<0,41	<0,37	<0,42	<0,43	<0,42	<0,43	<0,40	<0,39	<0,38	<0,38	<0,41
Dioktyltinn (DOT)	ng/g	<0,81	<0,73	<0,82	<0,84	<0,81	<0,84	<0,79	<0,75	<0,75	<0,74	<0,79
Dioktyltinn-Sn	ng/g	<0,28	<0,25	<0,28	<0,29	<0,28	<0,29	<0,27	<0,26	<0,26	<0,25	<0,27
Trifenylyltinn (TPHT)	ng/g	7,1	2,9	15	8,9	3,5	8,1	3,4	4,9	12	16	22
Trifenylyltinn-Sn	ng/g	2,4	0,99	5,1	3	1,2	2,7	1,2	1,7	4,1	5,3	7,6
Trisyklohexylyltinn (TCyT)	ng/g	<1,6	<1,5	<1,6	<1,7	<1,6	<1,7	<1,6	<1,5	<1,5	<1,5	<1,6
Trisykloheksylyltinn-Sn	ng/g	<0,52	<0,47	<0,53	<0,54	<0,52	<0,54	<0,51	<0,49	<0,48	<0,48	<0,51

3.5.4 Foraminiferanalyser

Naturtilstanden i Kalstadkilen ble undersøkt med en preliminær foraminiferundersøkelse. Formålet med undersøkelsen er å benytte foraminifermetoden til å undersøke naturtilstanden i Indre Kalstadkilen for å kunne vurdere om det har foregått endringer i miljøtilstanden fra naturtilstanden og frem til i dag.

Materiale og metode

Innhenting av prøver for undersøkelse av levende foraminiferer ble gjennomført 19. september 2018 av Jane Dolven og Halvor Saunes. Det ble benyttet en HTH-kjerneprøvetaker for å hente opp sediment fra bunnen. Sedimentprøvene, dvs. en kjerneprøve (Figur 18) og tre overflateprøver (0-1 cm), ble innhentet på omtrent 14 m vanddyb ved Stasjon SED-2 / VANN-2 (Figur 19).

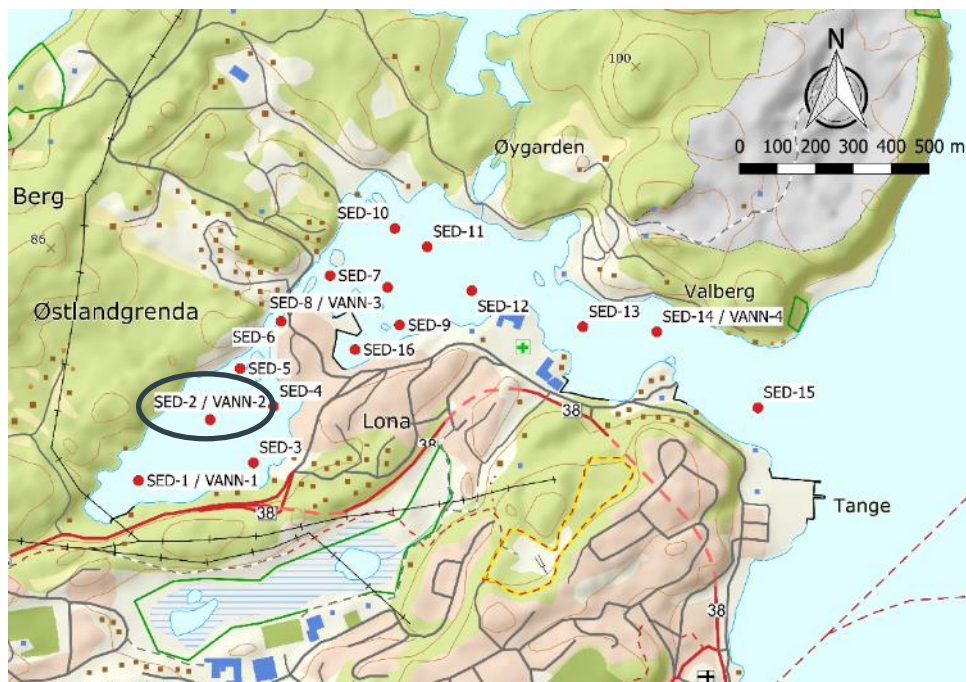


Figur 18. Kjerneprøve innsamlet til foraminiferundersøkelser.

Kjerneprøven var 32 cm lang og ble delt i 1 cm-tykke skiver mellom 0 og 20 cm kjernedybde (totalt 20 prøver) og 2 cm tykke skiver mellom 20 og 32 cm (total 6 prøver). Etter frysetørring ble mellom 1,5-2 g tørt sediment fra hver prøve (skive) tatt ut og vasket gjennom en sikt med en maskevidde på 63 μm og tørket. Foraminiferer større enn 63 μm ble analysert under en stereolupe. Frysetørring, sikting og mikroskopering ble gjennomført ved Universitetet i Oslo med bistand fra Carsten Sørli.

Tre overflateprøver (0-1 cm) ble innhentet for studier av levende foraminiferer. Hver prøve ble tilsatt etanol og bengalrosa i felt for konservering, og videre preparert (siktet) og analysert (stereolupe) på lab.

Hydrografi gjennom vannsøylen ble undersøkt med en EXO-CTD som målte bl.a. salinitet og løst oksygen gjennom vannsøylen.

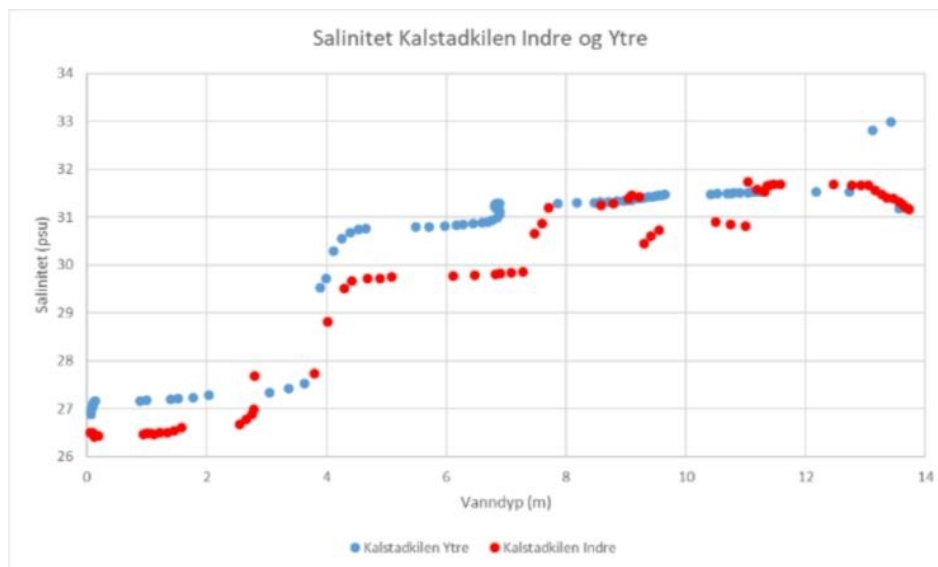


Figur 19. Foraminiferprøver ble hentet inn ved stasjon SED-2 / VANN-2.

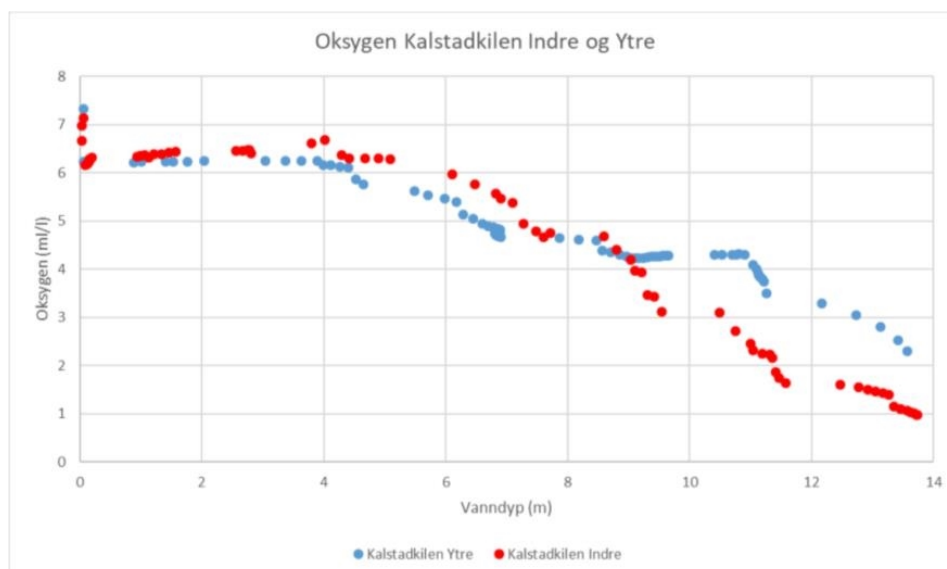
Resultater og diskusjon

Hydrografi

Saliniteten er generelt lavere gjennom hele vannsøylen i Indre Kalstadkilen enn Ytre (Figur 20). Sprangsjiktet ligger på 3,5-4,0 m begge steder. Løst oksygen i vannmassene viser liten forskjell mellom 0-9 m, men under dette (mellom 9-14 m) er oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i Indre Kalstadkilen 1-1,5 ml/l lavere enn i Ytre Kalstadkilen, dvs. ned mot tilstandsklasse V (svært dårlig) (Figur 21).



Figur 20. Salinitet (psu) gjennom vannsøylen i Kalstadkilen Indre (røde punkter) og Kalstadkilen Ytre (blå punkter).



Figur 21. Oksygen (ml/l) gjennom vannsøylen i Indre Kalstadkilen (røde punkter) og Ytre Kalstadkilen (blå punkter).

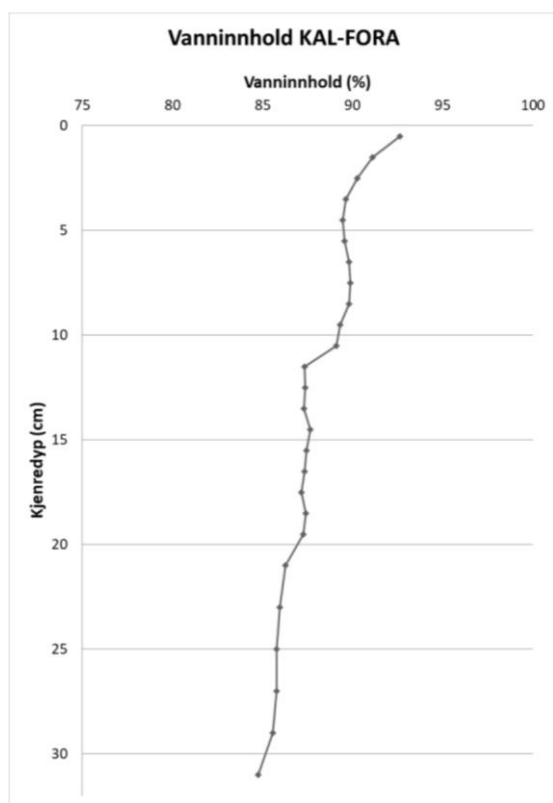
Sediment og forenklet aldersmodell

Det meste av kjernen var karakterisert av et mørk grått til sort sediment, med unntak av de nederste 30-32 cm hvor sedimentet var brunlig (Figur 18). Sedimentet viste et gradvis økende vanninnhold oppover i sedimentet (Figur 22). Spesielt de øverste 11 cm var noe bløtere og løst ("fluffy") enn underliggende sedimenter og hadde en svak lukt av H₂S. Det var ikke tegn på bioturbasjon eller andre forstyrrelser gjennom sedimentkjernen.

Det er antatt at akkumulasjonsraten er lav i Indre Kalstadkilen, da det er lite tilrenning til fjorden. Det er ikke gjort en aldersdatering av denne kjernen, men den relativt jevne vanninnholdskurven

tyder imidlertid på lite forstyrrelse av sedimentene, så det er rimelig å anta at kronologien er relativt godt bevart (Figur 22).

For å få en omtrentlig indikasjon på alder, kan det basert på studier i liknende fjordområder/poller antas en akkumulasjonsrate på 0,024 g/cm²/år gjennom hele kjernen, noe som anslår den dypeste prøven (30-32 cm) til å representere ca. 1750. Den svake endring i vanninnholdet på rundt 11-12 cm vil, gitt antagelsene over, tilsvare rundt 1900-tallet.



Figur 22. Vanninnhold (%) i sedimentet i kjernen fra Kalstadkilen Indre.

Foraminiferer

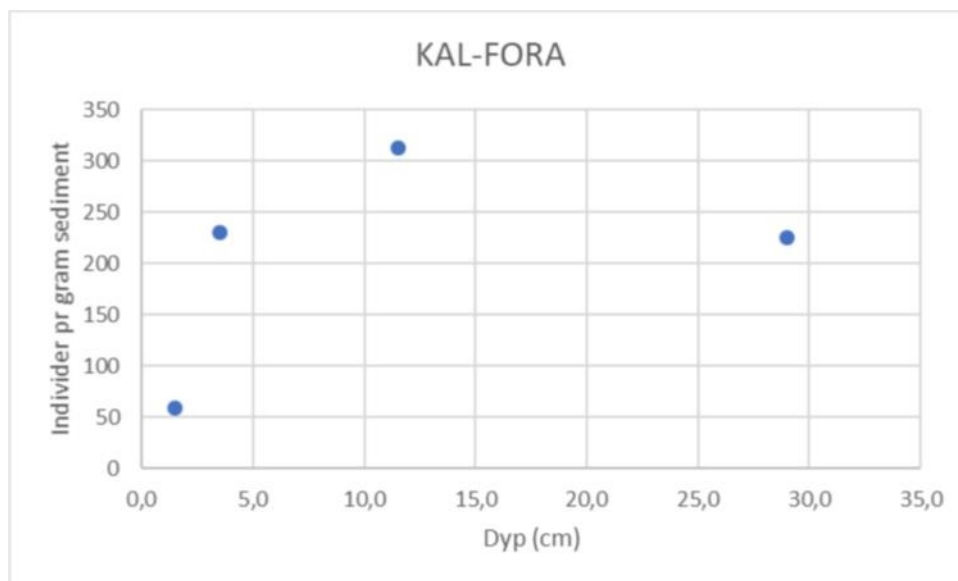
Fire nivåer (prøver) i sedimentkjernen er blitt undersøkt med hensyn på foraminiferer, i tillegg til tre overflateprøver (0-1 cm) for levende foraminiferer.

Antallet arter observert i sedimentkjernen er svært lavt og bestod i all hovedsak av kun fire arter, hvorav den agglutinerte arten *Eggerelloides scaber* var den mest dominerende (Tabell 13). De resterende tre arter (kalkarter) øker i antall oppover i kjernen mot nyere tid, og utgjør ca. 70 % i 3-4 cm (midten av 1980-tallet) og 40 % i 1-2 cm (midten av 2000-tallet).

I de tre prøvene med "levende" foraminiferer ble det kun funnet to individer som var farget rosa, med andre ord var levende da prøvene ble innhentet; dvs. 1 stk *Cribrostomoides* sp. og 1 stk *Stainforthia fusiformis*.

Tabell 13. Prosentvis (%) andel av hver art i undersøkte prøver (nivåer) gjennom kjernen.

Prøve	1-2 cm	3-4 cm	11-12 cm	28-30 cm
<i>Eggerelloides scaber</i>	60	29	96	100
<i>Elphidium williamsoni</i>	12	29	3	0
<i>Haynesina germanica</i>	24	39	1	0
<i>Stainforthia fusiformis</i>	4	2	0	0



Figur 23. Individer pr gram sediment på fire nivåer i sedimentkjernen fra Indre Kalstadkilen.

Antallet individer pr gram sediment lå stort sett på >200 med unntak av prøven fra 1-2 cm kjernedyp hvor individantallet var svært lavt (<60 individer pr gram sediment). Dette er bekreftet av et lavt individ- og artsantall i de levende foraminiferprøvene (0-1 cm) innhentet fra samme stasjon.

Sikting og raskt gjennomsyn av prøve 30-32 cm (data ikke vist i Figur 23) viste i tillegg at denne prøven er lik prøve 28-30 cm, med tilstedeværelse av kun én agglutinert art (*Eggerelloides scaber*). Det er ikke mulig å si om de to nederste prøvene representerer naturtilstanden eller om tafonomiske (destruktive) prosesser i sedimentene har løst opp kalkformene. Men det er mye som tyder på at det sistnevnte er tilfelle da prøven fra 11-12 cm (tilsvarende tidlig 1900-tallet) inneholder enkelte kalkformer, og at andelen kalkformer er betraktelig høyere (>40 %) i de øverste sedimentprøvene.

Det er interessant å merke seg at arten *Stainforthia fusiformis*, som er en typisk opportunistisk art med stor hyppighet i norske fjorder hvor det er redusert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet, øker i antall i de to øverste prøvene. Lave oksygenkonsentrasjoner, slik som i Indre Kalstadkilen, er normalt sett ikke problematisk for *Stainforthia fusiformis*, så lenge saliniteten i sjøvannet er > 28 psu mesteparten av året. Tidvis lavere salinitet kan være grunnen til at den ikke er mer dominant i Indre Kalstadkilen.

Det trange inn/utløpet og den grunne terskelen mellom Indre og Ytre Kalstadkilen begrenser vannutskiftningen i de indre deler. I tillegg til den fysiske barrieren begrenser den tydelige

stratifiseringen av vannmassene (med et ferskere vannlag i de øverste 4 metene av vannsøylen både i Indre og Ytre deler) muligheten for at tyngre vann med høyere salinitet- og oksygenkonsentrasjoner kan strømme inn i Kalstadkilen Indre.

Konklusjon - foraminiferanalyser

Dataene indikerer at det har vært en forverring av tilstanden (reduisert antall individer) de siste 30-40 årene i Indre Kalstadkilen, men det er ikke mulig å si om dette er et resultat av menneskelig aktivitet rundt fjorden, eller om dette har vært en naturlig prosess over lang tid. Kalkformene i de dypere lagene i kjernen er sannsynligvis løst opp, noe som betyr at den opprinnelige faunaen som ble avsatt i de eldste lagene (under 10 cm) hadde en betydelig høyere individtetthet enn det prøvene indikerer. Med andre ord har det vært en betydelig større reduksjon i individ-tetthet enn det som antydes i de analyserte prøvene i inneværende studie.

Sedimentkjernens generelt mørke farge tyder på utvikling av sulfidholdige sedimenter i sedimentsøylen. Den lysere brunlige sedimentfargen nederst i kjernen antyder at oksygenforholdene trolig var noe bedre da disse sedimentene ble avsatt (ca. 1750-tallet).

Miljøendringene i Indre Kalstadkilen er sannsynligvis et resultat av flere faktorer som landheving, naturlige redusert vannutskiftning pga. trangt inn/utløp og stratifisering av vannmassene, økte havtemperaturer siden den lille istid, samt lokale menneskelige påvirkninger etter hvert som Kragerø by vokste frem.

4 Del 2. Risikoanalyse

4.1 Innledning

Det er gjennomført en risikovurdering for forurenset sediment iht. Miljødirektoratets veileder M-409/2015.

4.2 Risikovurdering Trinn 1

En kartfesting av sedimentstasjonene er gitt i Tabell 9 og Figur 10. Metodebeskrivelsen for undersøkelsen og alle rådataer er gitt i kapittel 3. I risikovurderingen er 21 av de 22 sedimentprøvene inkludert. Sedimentprøven utenfor Kalstadkilen (SED-15) som representerer en referanse, er utelatt.

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

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

Tabell 14 viser en oversikt over maks- og middelveidene av de målte konsentrasjonene av miljøgifter i sediment i hele Kalstadkilen, og en sammenligning av disse verdiene med Trinn 1 grenseverdier der grenseverdiene tilsvarer grenseverdiene mellom tilstandsklasse II og III (veileder 02:2018).

Middelkonsentrasjonene av miljøgifter overskrider Trinn 1 grenseverdiene for arsen, metallene kobber, kvikksølv, nikkel og sink, samt PCB7, TBT og 11 av PAH16-forbindelsene. PAH-forbindelsene antracen og pyren, samt PCB7 står for de høyeste overskridelsene. I tillegg er det også overskridelse for maks-konsentrasjonen for kadmium og ytterligere tre av de 16 undersøkte PAH-ene.

Det ble analysert toksisitet på porevann på to blandprøver; en fra Indre og en fra Ytre Kalstadkilen. På grunn av en feil ved laboratoriet, ble kun den marine algen *Skeletonema costatum* testet, se nærmere forklaring i kapittel 3.5.1. Porevannets giftighet på algen viste en EC₅₀-verdi på 72% både i Indre og Ytre Kalstadkilen.

Tabell 14. Målt sedimentkonsentrasjon sammenlignet med trinn 1 grenseverdier. Kun de parametere der det er gjort målinger er tatt med.

Stoff	Målt sedimentkonsentrasjon			Trinn 1 grenseverdi (mg/kg)	Målt sediment-konsentrasjon i forhold til trinn 1 grenseverdi (antall ganger):	
	Antall prøver	C _{sed, max} (mg/kg)	C _{sed, middel} (mg/kg)		Maks	Middel
Arsen	21	31	20,3285714	18	1,7	1,1
Bly	21	330	150,380952	150	2,2	1,0
Kadmium	21	2,7	1,67304762	2,5	1,1	
Kobber	21	440	133,52381	84	5,2	1,6
Krom totalt (III + VI)	21	45	30,5142857	660		
Kvikksølv	21	3,65	0,83190476	0,52	7,0	1,6
Nikkel	21	150	72,952381	42	3,6	1,7
Sink	21	610	287,47619	139	4,4	2,1
Naftalen	21	0,051	0,02278571	0,027	1,9	
Acenaftalen	21	0,047	0,02735714	0,033	1,4	
Acenaften	21	0,083	0,02821429	0,096		
Fluoren	21	0,14	0,04916667	0,15		
Fenantren	21	2,3	0,70842857	0,78	2,9	
Antracen	21	0,38	0,13390476	0,0046	82,6	29,1
Fluoranten	21	4,8	1,81809524	0,4	12,0	4,5
Pyren	21	4,2	1,70142857	0,084	50,0	20,3
Benzo(a)antracen	21	1,5	0,75904762	0,06	25,0	12,7
Krysen	21	1,3	0,64761905	0,28	4,6	2,3
Benzo(b)fluoranten	21	3,5	1,50190476	0,140	25,0	10,7
Benzo(k)fluoranten	21	1	0,43571429	0,135	7,4	3,2
Benzo(a)pyren	21	1,9	0,90857143	0,183	10,4	5,0
Indeno(1,2,3-cd)pyren	21	1,1	0,64761905	0,063	17,5	10,3
Dibenzo(a,h)antracen	21	0,21	0,11652381	0,027	7,8	4,3
Benzo(ghi)perylene	21	1,2	0,7052381	0,084	14,3	8,4
PCB 28	21	0,04	0,00806405			
PCB 52	21	0,066	0,01487048			
PCB 101	21	0,042	0,0093081			
PCB 118	21	0,048	0,00867905			
PCB 138	21	0,017	0,00577524			
PCB 153	21	0,019	0,00671			
PCB 180	21	0,009	0,00268643			
Sum PCB7	21	2,41E-01	5,61E-02	0,0041	58,8	13,7
Tributyltinn (TBT-ion)	21	2,6	0,28958095	0,035	74,3	8,3
PCB7	20	0,23	0,05876	0,0041	56,1	14,3

Konsentrasjonen av miljøgifter i sedimentene i Kalstadkilen oversteg grenseverdiene for risikovurdering Trinn 1 i henhold til riskoveilederen M-409/2015. Overskridelsene var betydelige for flere av parametere. Resultatene viser også tilstedeværelse av hot spoter for mange av parametere som overskrider grenseverdiene. Resultatene viser også at Trinn 2 risikovurderingen må gjennomføres.

4.3 Risikovurdering Trinn 2 og 3

Trinn 2 og 3 er slått sammen i og med at det er gjort lokale tilpassinger for utvalgte parametere som har sjablongverdier i regnearket til veilederen. Det er beregnet tre risikoforhold hver for seg:

- > Risiko for spredning av forurensing
- > Risiko for human helse
- > Risiko for effekt på økosystemet

4.3.1 Parametere brukt i risikovurderingen

Generelle parametere

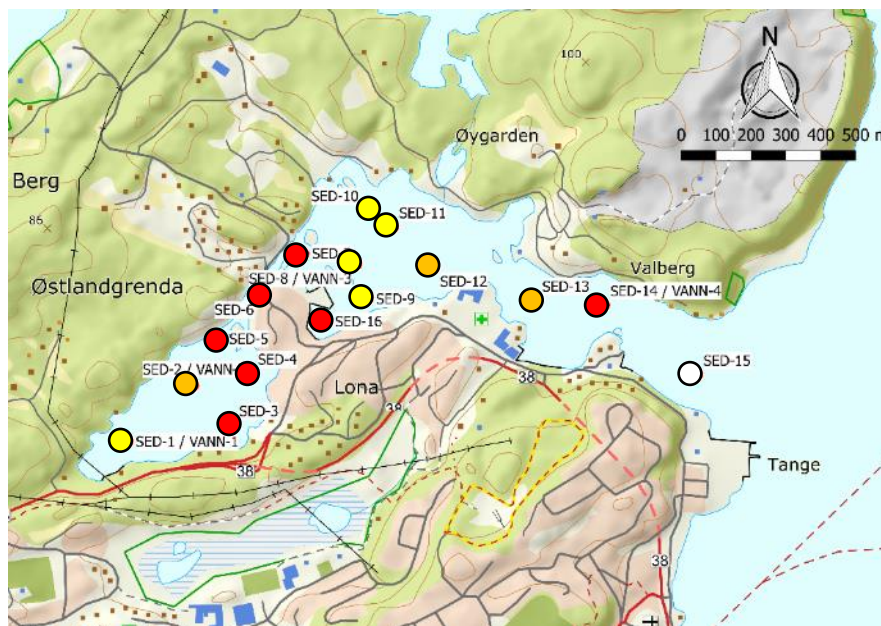
I beregningsverktøyet for risikovurdering av forurenset sediment (Excel-dokument som følger veilederen) er det gitt en rekke faktorer og sjablongverdier som kan korrigeres med lokale verdier der disse er kjent. Totalt innhold av organisk stoff (TOC) er satt til 10,39 % basert på et gjennomsnitt av måleresultatene for de 21 sedimentprøver som er analysert for TOC (103,9 g/kg TS). For bulkdensiteten til sedimentet er sjablongverdi benyttet.

Arealet som omfattes av risikovurderingen (A_{sed}) er beregnet 418 000 m². Vannvolumet er oppgitt å være 2,3 mill m³ (Molvær og Konieczny, 1996).

Oppholdstiden til vannet kan settes til 1 uke, dvs. $t_r = 0,02$ år. Den eneste informasjonen som er funnet, er at oppholdstiden er "lang" og at oppholdstiden for bunnvannet er moderat (uker). Oppholdstiden vil være lenger i Indre enn i Ytre Kalstadkilen, da terskelen mellom Indre og Ytre er mye grunnere enn terskelen mellom Ytre og fjorden utenfor, se Figur 2. Angitt oppholdstid er et gjennomsnitt siden en del av vannet skiftes ut daglig, mens dypereliggende vannmasser normalt omrøres få ganger i året eller på enda lengre tidsrom.

Faktorer med betydning for spredning

Faktoren for diffusjonshastighet på grunn av bioturbasjon har en sjablongverdi på 10 i regnearket. Sjablongverdien økes dersom det er stor bioturbasjon, mens faktoren kan settes lavere ved ulik grad av anoksiske sedimenter. Alle sedimentprøvene fra området luktet sulfid i varierende grad, noe som tyder på anoksiske forhold i overgangen mellom bunnvannet og sedimentoverflaten, se Figur 24 . Det samme indikerte oksygenmålingene, se Figur 17. Det ble heller ikke funnet bunndyr i noen av sedimentprøvene som ble tatt i området. Diffusjonshastighet faktoren er derfor satt til 1 i denne risikovurderingen.



Figur 24. Grov gradering av sulfidlukten (H_2S) i sedimentene. Rød=sterk, oransje=middels, gul=svak og hvit=ingen lukt.

Antall "skipsanløp" per år er satt til 4800. Dette er bl.a. basert på informasjon for Hestøya småbåthavn som har totalt 210 båt plasser, samt tellinger på flyfoto som antyder ca. 300 småbåter i Ytre og ca. 20 i Indre Kalstadkilen. Det er derfor antatt 320 båter med gjennomsnittlig 15 anløp hver i året. Ett anløp er da definert som en tur ut av og inn i området. Pga. de grunne terskler, er det ikke antatt at større fartøyer har anløp.

Traselengde er satt til 1000 m som gjennomsnittslengde fra utløp av Ytre Kalstadkilen til småbåthavnen innerst i den østre vika ved Hestøya. Dybden er <15 m i hele det aktuelle området. Mengde oppvirvlet sediment per anløp (m_{sed} kg) er satt til sjablongverdi 150 basert på faktaboks 6 i risikoveilederen med sedimenttype «silt og leire» og havnekategori «småbåthavn».

De grunne tersklene inn til Ytre Kalstadkilen (ca. 5,7 m) og videre inn til Indre Kalstadkilen (ca. 1-2 m) begrenser hvor dypt båtene kan gå. I tillegg er broen mellom Indre og Ytre også begrensende, noe som medfører at det kun er ferdsel av småbåter i området. I tråd med anbefalingene i risikoveilederen for arealet som kan bli påvirket av oppvirvling fra småbåttrafikk (A_{skip}), er arealet mellom 0-15 m dyp benyttet i denne risikovurderingen som grunnlag. På grunn av fordelingen av trafikk og der det forventes mest aktivitet, er det inkludert 80% av arealet i Ytre og 10% av arealet i Indre Kalstadkilen, dvs. $A_{skip} = 237\ 800\ m^2$.

Innhold av sedimentfraksjonen $<2\ \mu m$ (leire) er satt til 3 % i denne risikovurderingen basert på prøvene som ble tatt i forbindelse med denne risikovurderingen. Generelle sjablongverdier for transport via organismer er benyttet. For parametere som beregner tømning av stofflageret i det bioaktive laget, t_{tom} , er mektighet av bioturbasjonsdyp, d_{sed} (mm/m^2) satt til sjablongverdi 100. Fraksjon tørrvekt av vått sediment er satt til 0,22 basert på faktiske målinger.

Faktorer med betydning for human helse

Faktorer som har stor betydning for beregning av risiko for human helse er arealbruk, spisevaner og rekreasjonsmønster som direkte påvirker de ulike eksponeringsveiene. Det er ikke gjort endringer på sjablongverdier for human helse.

Eksponering gjennom inntak av lokal fanget fisk og sjømat antas i dag å være lavt på grunn av kostholdsråd for området pga. PAH, dioksiner og kvikksølv (ref.: www.miljostatus.no/kragero). Siden det langsiktige målet er å kunne spise lokal fisk og sjømat er sjablongverdi 0,5 «kontaminert fraksjon» beholdt. Det betyr at det er lagt til grunn at 50 % av fisken en person spiser er fanget i det forurensede området.

Tabell 12 viser analyseresultater av miljøgifter i biota/sjømat fanget i Indre og Ytre Kalstadkilen. Disse er benyttet i beregninger for human helse. Datasettet inneholder analyser av krabbe, snegler, reker og blåskjell, både voksne og juvenile. Disse utgjør også i utgangspunktet næringsgrunnlaget bl.a. for fisk og annen andre arter høyere i næringskjeden.

Faktorer av betydning for økologisk effekt.

Pga. en feil ved laboratoriet, ble det ikke gjort analyser mht. økotoks for *Acartia tonsa* eller *Crassostrea gigas* for porevann i september 2018. Det ble heller ikke analysert DR Calux. Økotoks ble analysert for den marine algen *Skeletonema costatum* for utlekkingsvann fra sediment, se Tabell 8. Disse resultatene sammen med resultatene for analyser av miljøgifter i sediment og vann, ble brukt til å beregne risiko for effekt på økosystemet.

4.3.2 Resultater knyttet til risiko for spredning

Risiko for spredning av miljøgifter fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet beregnes som summen av transport av oppløste stoffer via porevann (F_{diff}), transport av stoffer bundet til sedimentpartikler (F_{skip}) og transport gjennom opptak i næringskjeden (F_{org}).

$$F_{tot} = F_{diff} + F_{skip} + F_{org}$$

Transport via porevann foregår som lekkasje fra sedimentet på grunn av utjevning av konsentrasjonsforskjeller mellom porevann og vannet over sjøbunnen (diffusjon). Transport av porevann til vannet over kan også være drevet av svake strømmer gjennom sedimentet (adveksjon). Utlekkingen forsterkes av biologisk aktivitet i øvre del av sedimentet. Under anoksiske forhold kan utlekkingen begrenses på grunn av lav eller manglende biologisk aktivitet og binding av metaller som sulfider. H_2S -lukt fra sedimentprøver i Kalstadkilen indikerer at sedimentet i store deler av området er anoksiske.

Tabell 15 viser beregnet spredning sammenlignet med "tillatt spredning". Tabellen viser overskridelser mht. middelverdiene for metallene kobber, kvikksølv, nikkell og sink, samt 11 av PAH16 og PCB7 og TBT. I tillegg overskrideres maksverdiene også for arsen, bly, kadmium og PAH-en fenantren.

Siden sedimentene inneholder et høyt innhold av organisk karbon (TOC), vil organiske miljøgifter være sterkt bundet til sedimentene.

Tabell 15. Beregnet spredning sammenlignet med "tillatt spredning".

Stoff	Beregnet spredning ikke påvirket av skipsoppvirvling ($F_{diff} + F_{org}$)		Beregnet spredning inkludert skipsoppvirvling ($F_{diff} + F_{org} + F_{skip}$)		Spredning (F_{tot}) dersom C_{sed} er lik grenseverdi for trinn 1 ($mg/m^2/år$)	F_{tot} i forhold til tillatt spredning (antall ganger):	
	$F_{tot, sed-skip maks}$ [mg/m^2]	$F_{tot, sed-skip middel}$ [mg/m^2]	$F_{tot, skip maks}$ ($mg/m^2/år$)	$F_{tot, skip middel}$ ($mg/m^2/år$)		Maks	Middel
Arsen	4,63E+00	2,91E+00	5,39E+01	3,52E+01	4,68E+01	1,2	
Bly	1,84E+00	7,88E-01	5,02E+02	2,29E+02	2,34E+02	2,1	
Kadmium	5,60E-02	3,07E-02	4,15E+00	2,57E+00	3,90E+00	1,1	
Kobber	2,15E+01	8,78E+00	6,97E+02	2,14E+02	1,47E+02	4,7	1,5
Krom totalt (III + VI)	1,99E+00	4,31E-01	7,03E+01	4,68E+01	1,03E+03		
Kvikksølv	5,70E-02	1,94E-02	5,60E+00	1,28E+00	8,24E-01	6,8	1,6
Nikkel	1,18E+01	5,25E+00	2,50E+02	1,21E+02	9,59E+01	2,6	1,3
Sink	1,37E+01	8,85E+00	9,40E+02	4,45E+02	2,18E+02	4,3	2,0
Naftalen	2,46E-01	1,10E-01	5,14E-01	2,29E-01	1,44E+00		
Acenaftylen	9,77E-02	5,69E-02	2,57E-01	1,49E-01	8,16E-01		
Acenaften	8,97E-02	3,00E-02	2,94E-01	9,96E-02	1,30E+00		
Fluoren	6,98E-02	2,46E-02	3,48E-01	1,22E-01	1,12E+00		
Fenantren	3,01E-01	9,28E-02	4,08E+00	1,26E+00	3,20E+00	1,3	
Antracen	6,24E-02	2,20E-02	7,00E-01	2,47E-01	1,61E-02	43,5	15,3
Fluoranten	2,21E-01	8,31E-02	7,73E+00	2,93E+00	8,63E-01	9,0	3,4
Pyren	3,17E-01	1,28E-01	7,02E+00	2,84E+00	5,60E-01	12,5	5,1
Benzo(a)antracen	1,25E-02	6,26E-03	2,30E+00	1,16E+00	1,08E-01	21,3	10,8
Krysen	1,37E-02	6,83E-03	2,00E+00	9,95E-01	4,68E-01	4,3	2,1
Benzo(b)fluoranten	1,70E-02	7,13E-03	5,34E+00	2,29E+00	2,25E-01	23,8	10,2
Benzo(k)fluoranten	5,02E-03	2,16E-03	1,53E+00	6,64E-01	2,17E-01	7,0	3,1
Benzo(a)pyren	8,83E-03	4,21E-03	2,90E+00	1,38E+00	2,93E-01	9,9	4,7
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,97E-03	1,10E-03	1,67E+00	9,83E-01	9,73E-02	17,2	10,1
Dibenzo(a,h)antracen	4,51E-04	2,39E-04	3,19E-01	1,77E-01	4,34E-02	7,3	4,1
Benzo(ghi)perylene	4,65E-03	2,59E-03	1,83E+00	1,07E+00	1,33E-01	13,7	8,1
PCB 28	4,86E-03	9,90E-04	7,02E-02	1,42E-02			
PCB 52	7,54E-03	1,47E-03	1,14E-01	2,54E-02			
PCB 101	3,99E-03	6,53E-04	6,82E-02	1,49E-02			
PCB 118	2,91E-03	6,86E-04	7,56E-02	1,38E-02			
PCB 138	1,41E-03	3,81E-04	2,73E-02	9,18E-03			
PCB 153	2,38E-03	5,72E-04	3,12E-02	1,07E-02			
PCB 180	3,91E-04	1,03E-04	1,41E-02	4,18E-03			
Sum PCB7	2,35E-02	4,85E-03	4,00E-01	9,24E-02			
Tributyltinn (TBT-ion)	8,09E+00	9,03E-01	2,35E+01	2,62E+00	1,85E+00	12,7	1,4
PCB7	2,60E-01	6,64E-02	6,12E-01	1,56E-01	7,55E-03	81,0	20,7

Det er også gjort beregninger for total mengde spredt per tidsenhet, se Tabell 16.

Tabell 16. Total mengde spredt per tidsenhet.

Stoff	Total mengde spredt per tidsenhet					
	U _{tot}		U _{tot, skip}		U _{tot, sed-skip}	
	maks [mg/år]	middel [mg/år]	maks [mg/år]	middel [mg/år]	maks [mg/år]	middel [mg/år]
Arsen	1,37E+07	8,90E+06	1,28E+07	8,38E+06	8,34E+05	5,25E+05
Bly	1,20E+08	5,46E+07	1,19E+08	5,44E+07	3,32E+05	1,42E+05
Kadmium	9,98E+05	6,17E+05	9,88E+05	6,11E+05	1,01E+04	5,52E+03
Kobber	1,70E+08	5,24E+07	1,66E+08	5,08E+07	3,87E+06	1,58E+06
Krom totalt (III + VI)	1,71E+07	1,12E+07	1,67E+07	1,11E+07	3,59E+05	7,78E+04
Kvikksølv	1,34E+06	3,09E+05	1,33E+06	3,05E+05	1,03E+04	3,49E+03
Nikkel	6,15E+07	2,97E+07	5,93E+07	2,87E+07	2,12E+06	9,47E+05
Sink	2,26E+08	1,08E+08	2,24E+08	1,06E+08	2,46E+06	1,60E+06
Naftalen	1,66E+05	7,44E+04	1,22E+05	5,46E+04	4,43E+04	1,98E+04
Acenaftylen	7,86E+04	4,58E+04	6,10E+04	3,55E+04	1,76E+04	1,03E+04
Acenaften	8,62E+04	2,91E+04	7,00E+04	2,37E+04	1,62E+04	5,41E+03
Fluoren	9,54E+04	3,36E+04	8,29E+04	2,91E+04	1,26E+04	4,43E+03
Fenantren	1,03E+06	3,16E+05	9,71E+05	2,99E+05	5,42E+04	1,67E+04
Antracen	1,78E+05	6,26E+04	1,67E+05	5,87E+04	1,13E+04	3,96E+03
Fluoranten	1,88E+06	7,11E+05	1,84E+06	6,96E+05	3,99E+04	1,50E+04
Pyren	1,73E+06	6,99E+05	1,67E+06	6,76E+05	5,72E+04	2,31E+04
Benzo(a)antracen	5,49E+05	2,78E+05	5,46E+05	2,76E+05	2,25E+03	1,13E+03
Krysen	4,78E+05	2,38E+05	4,75E+05	2,37E+05	2,48E+03	1,23E+03
Benzo(b)fluoranten	1,27E+06	5,46E+05	1,27E+06	5,44E+05	3,06E+03	1,29E+03
Benzo(k)fluoranten	3,64E+05	1,58E+05	3,63E+05	1,58E+05	9,04E+02	3,88E+02
Benzo(a)pyren	6,90E+05	3,30E+05	6,89E+05	3,29E+05	1,59E+03	7,58E+02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	3,97E+05	2,34E+05	3,97E+05	2,34E+05	3,55E+02	1,98E+02
Dibenzo(a,h)antracen	7,59E+04	4,21E+04	7,58E+04	4,21E+04	8,12E+01	4,31E+01
Benzo(ghi)perylene	4,35E+05	2,56E+05	4,34E+05	2,55E+05	8,38E+02	4,66E+02
PCB 28	1,76E+04	3,55E+03	1,67E+04	3,37E+03	8,76E+02	1,78E+02
PCB 52	2,84E+04	6,31E+03	2,71E+04	6,05E+03	1,36E+03	2,65E+02
PCB 101	1,69E+04	3,66E+03	1,62E+04	3,54E+03	7,19E+02	1,18E+02
PCB 118	1,85E+04	3,41E+03	1,80E+04	3,29E+03	5,24E+02	1,24E+02
PCB 138	6,75E+03	2,25E+03	6,49E+03	2,18E+03	2,55E+02	6,86E+01
PCB 153	7,84E+03	2,66E+03	7,41E+03	2,55E+03	4,30E+02	1,03E+02
PCB 180	3,41E+03	1,01E+03	3,34E+03	9,95E+02	7,05E+01	1,86E+01
Sum PCB7	9,94E+04	2,28E+04	9,52E+04	2,20E+04	4,23E+03	8,75E+02
Tributyltinn (TBT-ion)	7,05E+06	7,86E+05	5,59E+06	6,23E+05	1,46E+06	1,63E+05
PCB7	1,92E+05	4,91E+04	1,45E+05	3,72E+04	4,69E+04	1,20E+04

Sedimentkonsentrasjonene viser generelt sett høyere konsentrasjoner av tungmetaller og organiske miljøgifter i de øverste 5 cm sammenlignet med de dypere lagene 5-20 cm under sedimentoverflaten. Unntaksvis er krom og nikkelkonsentrasjonen høyere eller tilnærmet like i de dypere lagene. For prøvene tatt inni bukta øst for Hestøya (SED-16), er det likere konsentrasjon i sedimentene på de to lagene som ble testet. Unntaket var for bly, kadmium og sink der det dypere nivået inneholdt høyere konsentrasjoner.

I regnearket er det beregnet tømmeperioden for de ulike parameterne, se Tabell 17. Det finnes lite data på propelloppvirvling fra mindre båter og vannscooter. I denne beregningen er det brukt sjablongverdier fra risikoveilederen for sjøbunnsdybde som kan påvirkes av oppvirvling fra småbåter

og mengde oppvirvlet materiale per anløp. Tabellen viser imidlertid at beregnet tid for å tømme sedimentet for et gitt stoff (t_{tom}) er relativt lavt. Den korte tiden for alle stoffene antyder at resultatene for spredningen er noe overestimert eller at oppvirvlede partikler sedimenteres igjen på stedet. Dette vil nok mest sannsynlig være tilfellet i områdene med minst vannhastighet og i de dypere delene av A_{skip} .

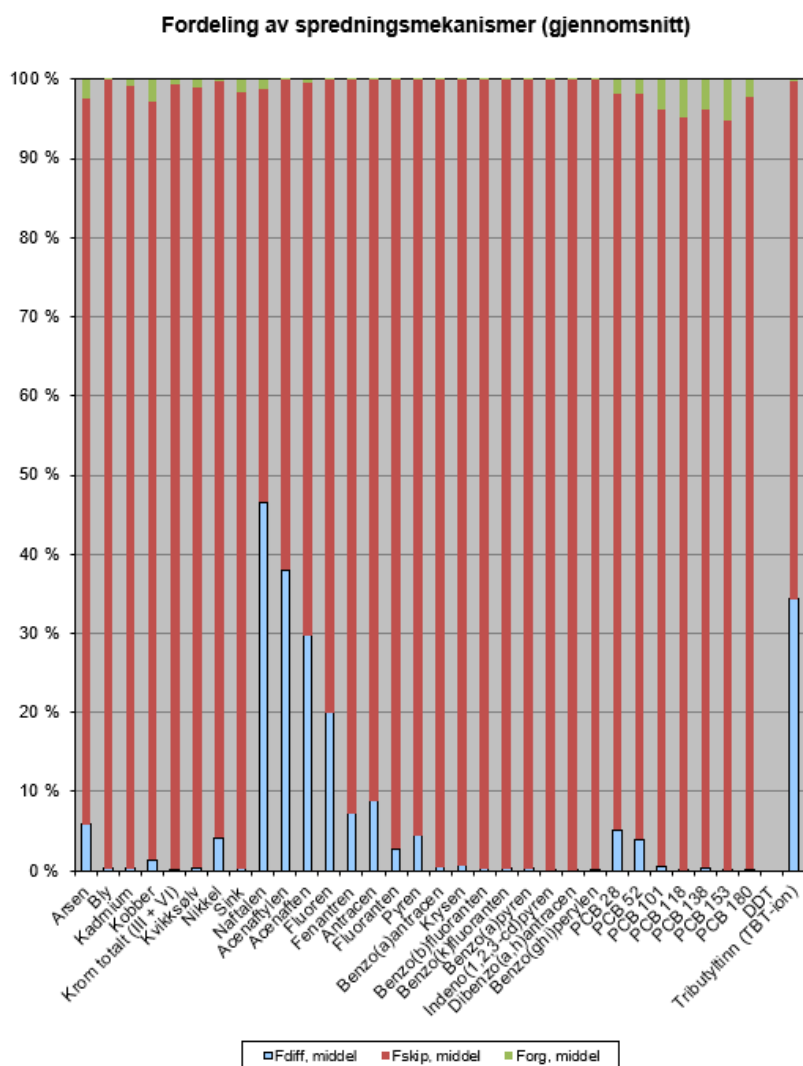
Tabell 17. Beregnet tid det tar å tømme sedimentet for et gitt stoff.

Stoff	Tiden det tar å tømme sedimentet for gitt stoff, t_{tom} (år)		
	Max	Middel	Snitt. middel
Arsen	16,4	16,5	18
Bly	18,8	18,8	
Kadmium	18,6	18,6	
Kobber	18,1	17,9	
Krom totalt (III + VI)	18,3	18,7	
Kvikksølv	18,6	18,5	
Nikkel	17,2	17,3	
Sink	18,6	18,5	
Naftalen	2,8	2,8	
Acenaftalen	5,2	5,2	
Acenaften	8,1	8,1	
Fluoren	11,5	11,5	
Fenantren	16,1	16,1	
Antracen	15,5	15,5	
Fluoranten	17,8	17,8	
Pyren	17,1	17,1	
Benzo(a)antracen	18,7	18,7	
Krysen	18,6	18,6	
Benzo(b)fluoranten	18,8	18,8	
Benzo(k)fluoranten	18,8	18,8	
Benzo(a)pyren	18,8	18,8	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	18,8	18,8	
Dibenzo(a,h)antracen	18,8	18,8	
Benzo(ghi)perylene	18,8	18,8	
PCB 28	16,3	16,3	18
PCB 52	16,6	16,7	
PCB 101	17,6	17,9	
PCB 118	18,1	17,9	
PCB 138	17,8	18,0	
PCB 153	17,4	17,9	
PCB 180	18,3	18,4	
Tributyltinn (TBT-ion)	3,2	3,2	
PCB7	10,8	10,8	

Figur 25 viser gjennomsnittlig spredningsmekanismer for de ulike analyseparameterne. Den viser at de lette PAH-ene hovedsakelig spres gjennom diffusjon fra sedimentene til porevannet, mens de tyngre i større grad spres gjennom propelloppvirvling. Tungmetaller og PCB-kongener spres også hovedsakelig gjennom propelloppvirvling og i noe mindre grad gjennom diffusjon og opptak i næringskjeden. TBT spres hovedsakelig via diffusjon.

Det relative forholdet mellom bidrag fra de tre spredningsveiene biodiffusjon, propelloppvirvling og opptak i organismer fremgår av Figur 25.

Spredning som følge av propelloppvirvling er den dominerende spredningsmekanismen for de målte miljøgiftene i Kalstadkilen, mens for enkelte av PAH-forbindelsene vil også en stor fraksjon spres via biodiffusjon. Opptak i organismer utgjør kun en liten del av spredningen for noen av forbindelsene, PCB og tungmetaller.



Figur 25. Gjennomsnittlig fordeling av spredningsmekanismene. Figuren viser relativ fordeling mellom spredning fra biodiffusjon, skipsoppvirvling og opptak i organismer.

4.3.3 Resultater knyttet til risiko for human helse

Det er antatt at de mest aktuelle eksponeringsveiene for Kalstadkilen er gjennom sjømat og rekreasjon/bading. Risikomodellen beregner total livstidsdose ut fra sjablongverdier for kontakt med vann og sediment, forventet konsum av fisk/skalldyr og innhold av miljøgifter i disse. Det forutsettes i beregningsmodellen at 10 % av et menneskes eksponering for miljøgifter kommer fra sedimentene. Grenseverdien for human helse er derfor satt lik 10 % av grenseverdiene for TDI (tolerabelt daglig inntak) eller MTR (maksimalt tolerabel risiko), der den laveste av de to verdiene benyttes. Beregnet livstidsdose sammenliknes med denne grenseverdien.

Standard sjablongverdier for daglig inntak og kontaminert fraksjon er benyttet. Beregningsmodellen tar utgangspunkt i at 50% av konsumert fisk er fanget lokalt og at totalt daglig inntak av fisk og skalldyr for barn og voksne er henholdsvis 0,028 kg vv/d og 0,138 kg vv/d. Inntak av fisk/skalldyr fanget i Kalstadkilen er antatt er lavt per i dag. 50 % er likevel benyttet med bakgrunn i et generelt ønske om å kunne spise fisk fra området.

Tabell 18 viser beregnede overskridelser av livstidsdose i forhold til MTR 10%. Dersom man benytter faktisk målt innhold i lokalt innsamlet biota, overskrides grenseverdiene for PCB og arsen.

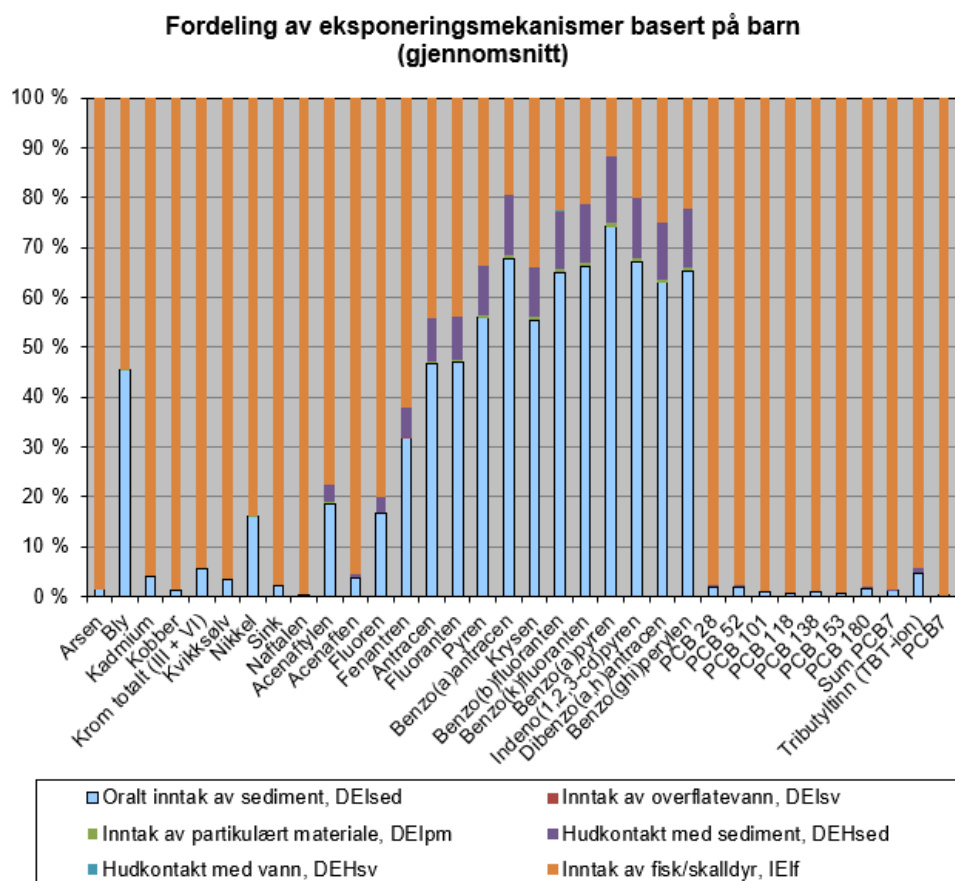
En viktig faktor for human helserisiko er hvor tilgjengelige miljøgiftene i sedimentet er for bunndyr, det første leddet i transporten til mennesket via næringskjeden. I følge veilederen vil biotilgjengelighet som beregnes fra målte sedimentkonsentrasjoner og de anbefalte fordelingskoeffisientene gi et konservativt estimat, dvs. sannsynligvis høyere biotilgjengelighet og risiko enn det som er riktig. Hvor tilgjengelige organiske miljøgifter i sedimentet er, avhenger i stor grad av sedimentets innhold av organisk karbon, mens sedimentenes redoks-forhold er spesielt styrende for utlekkingen av metaller. Likevektskonstantene K_d (fordelingskoeffisienten mellom sediment og porevann) og BSAF (fordelingskoeffisient mellom sediment og biota) har stor innflytelse i risikoberegning, og det er derfor viktig å bruke mest mulig realistiske verdier.

Direkte analyser av miljøgifter i lokal sjømat kan benyttes for validering av beregningene. Opptak og akkumulering varierer mellom ulike stoffer og arter. I undersøkelsen som ble gjort i september, ble det fokusert på relativt stedbundne organismer som blåskjell, krabber, snegler og reker fra strandsonen. Fisk som fanges i området vil normalt forflytte seg over større områder og også eksponeres for andre miljøgifter, men også andre "renere" områder.

Tabell 18. Beregnet total livstidseksponering sammenlignet med MTR/TDI 10%

Stoff	Beregnet total livstidsdose		Grense for human risiko, MTR/TDI 10 % (mg/kg/d)	Beregnet total livstidsdose i forhold til MTR 10 % (antall ganger)	
	DOSE _{maks} (mg/kg/d)	DOSE _{middel} (mg/kg/d)		Maks	Middel
Arsen	1,01E-03	5,81E-04	1,00E-04	10,1	5,8
Bly	5,16E-04	2,01E-04	3,60E-04	1,4	
Kadmium	3,17E-05	1,70E-05	5,00E-05		
Kobber	8,22E-03	3,98E-03	1,63E-02		
Krom totalt (III + VI)	1,24E-03	2,35E-04	5,00E-04	2,5	
Kvikksølv	2,49E-05	9,84E-06	7,10E-05		
Nikkel	1,07E-03	2,18E-04	5,00E-03		
Sink	7,58E-03	5,15E-03	5,00E-02		
Naftalen	4,25E-06	1,91E-06	4,00E-03		
Acenaftylen	1,26E-07	7,17E-08	5,00E-03		
Acenaften	1,80E-06	3,19E-07	5,00E-02		
Fluoren	2,44E-07	1,41E-07	4,00E-03		
Fenantren	3,74E-06	1,22E-06	4,00E-03		
Antracen	5,24E-07	1,75E-07	4,00E-03		
Fluoranten	7,59E-06	2,37E-06	5,00E-03		
Pyren	5,72E-06	1,99E-06	5,00E-02		
Benzo(a)antracen	1,63E-06	7,90E-07	5,00E-04		
Krysen	1,54E-06	7,60E-07	5,00E-03		
Benzo(b)fluoranten	3,95E-06	1,60E-06	5,00E-04		
Benzo(k)fluoranten	1,10E-06	4,59E-07	5,00E-04		
Benzo(a)pyren	1,89E-06	8,98E-07	5,00E-05		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,22E-06	6,77E-07	5,00E-04		
Dibenzo(a,h)antracen	2,41E-07	1,27E-07	5,00E-05		
Benzo(ghi)perylen	1,44E-06	7,50E-07	3,00E-03		
PCB 28	8,30E-07	1,74E-07			
PCB 52	2,06E-06	3,14E-07			
PCB 101	2,39E-06	3,80E-07			
PCB 118	1,92E-06	4,51E-07			
PCB 138	8,77E-07	2,33E-07			
PCB 153	1,57E-06	3,78E-07			
PCB 180	2,48E-07	6,50E-08			
Sum PCB7	9,90E-06	1,99E-06	1,00E-06	9,9	2,0
Tributyltinn (TBT-ion)	1,10E-05	2,61E-06	2,50E-04		
PCB7	1,69E-04	4,32E-05	1,00E-06	169,0	43,2

Figur 26 viser den relative fordelingen av eksponeringsmekanismer basert på barn. Resultatene viser at inntak av fisk/skalldyr er den dominerende eksponeringsmekanismen. For bly og de fleste PAH-forbindelsene har også oralt inntak av sediment og hudkontakt med sediment en betydning.



Figur 26. Relativ betydning for eksponeringsveier.

4.3.4 Resultater knyttet til risiko for økologiske effekter

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

Tabell 19 viser beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC for vann. Beregningene viser en overskridelse for middelkonsentrasjonene for arsen, kobber og nikkel i tillegg til seks av PAH-ene og TBT. I tillegg beregnes det en overskridelse for bly og sink og ytterligere fire PAH-er. Det sees også en svak gifteffekt for porevannet som ble testet på den marine algen *Skeletonema costatum*, se Tabell 20. Utover dette er det ikke gjort noen helsedimenttest.

Tabell 19. Beregnet porevannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC_w. PNEC_w tilsvarer grensen mellom tilstandsklasse II og III. Porevannskonsentrasjon ble ikke målt.

Stoff	Beregnet porevannskonsentrasjon		Grense-verdi for økologisk risiko, PNEC _w (mg/l)	Målt eller beregnet porevannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger):	
	C _{pv} , maks (mg/l)	C _{pv} , middel (mg/l)		Maks	Middel
Arsen	4,69E-03	3,08E-03	6,0E-04	7,8	5,1
Bly	2,13E-03	9,71E-04	1,3E-03	1,6	
Kadmium	2,08E-05	1,29E-05	2,0E-04		
Kobber	1,80E-02	5,47E-03	2,6E-03	6,9	2,1
Krom totalt (III + VI)	3,75E-04	2,54E-04	3,4E-03		
Kvikksølv	3,65E-05	8,32E-06	4,7E-05		
Nikkel	2,12E-02	1,03E-02	8,6E-03	2,5	1,2
Sink	5,55E-03	2,61E-03	3,4E-03	1,6	
Naftalen	3,78E-04	1,69E-04	2,0E-03		
Acenaftylen	1,74E-04	1,01E-04	1,3E-03		
Acenaften	1,57E-04	5,32E-05	3,8E-03		
Fluoren	1,32E-04	4,64E-05	1,5E-03		
Fenantren	5,95E-04	1,83E-04	5,1E-04	1,2	
Antracen	1,24E-04	4,37E-05	1,0E-04	1,2	
Fluoranten	4,73E-04	1,79E-04	6,3E-06	75,1	28,4
Pyren	6,86E-04	2,78E-04	2,3E-05	29,8	12,1
Benzo(a)antracen	2,88E-05	1,46E-05	1,2E-05	2,4	1,2
Krysen	3,14E-05	1,57E-05	7,0E-05		
Benzo(b)fluoranten	4,05E-05	1,74E-05	1,7E-05	2,4	1,0
Benzo(k)fluoranten	1,21E-05	5,28E-06	1,7E-05		
Benzo(a)pyren	2,20E-05	1,05E-05	1,7E-07	129,3	61,8
Indeno(1,2,3-cd)pyren	4,52E-06	2,66E-06	2,7E-06	1,7	
Dibenzo(a,h)antracen	1,04E-06	5,75E-07	6,0E-07	1,7	
Benzo(ghi)perylene	1,13E-05	6,63E-06	8,2E-07	13,8	8,1
PCB 28	9,46E-06	1,91E-06		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 52	1,27E-05	2,86E-06		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 101	1,19E-06	2,64E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 118	1,36E-07	2,47E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 138	3,19E-07	1,08E-07		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 153	3,57E-08	1,26E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
PCB 180	8,86E-08	2,65E-08		mangler PNEC	mangler PNEC
Sum PCB7	2,39E-05	5,20E-06		mangler PNEC	mangler PNEC
Tributyltinn (TBT-ion)	2,27E-02	2,53E-03	2,0E-07	113745,7	12668,7
PCB7	6,89E-06	1,76E-06	0,0E+00	#DIV/0!	#DIV/0!

Tabell 20. Målt økotoksitet sammenlignet med trinn 1 og trinn 2 grenseverdier

Parameter	Målt økotoks		Grenseverdi for økotoksitet	Målt økotoksitet i forhold til grenseverdi (antall ganger):	
	Maks	Middel		Maks	Middel
Porevann, Skeletonema (TU)	1,39	1,39	1,0	1,4	1,4
Porevann, Tisbe battagliai (TU)	ikke målt	ikke målt	1,0		
Porevann, Crassostrea gigas (TU)	ikke målt	ikke målt	1,0		
Organisk ekstrakt, DRCalux/EROD (TEQ i ng/kg)	ikke målt	ikke målt	TEQ < 50 ng/kg		
Helsedimenttest, Arenicola marina (% dødelighet)	ikke målt	ikke målt	20 %		
Helsedimenttest, Corophium volutator (% dødelighet)	ikke målt	ikke målt	20 %		

Tabell 21 viser beregnede og målte sjøvannskonsentrasjoner sammenlignet med grenseverdier. Bortsett fra for arsen, tungmetallene bly, kobber og sink, ble det ikke påvist miljøgifter i vannprøvene. I beregningene er det derfor inkludert konsentrasjoner tilsvarende halve deteksjonsgrensen for de øvrige parameterne. Fordi PNECw er satt meget lavt for noen av PAH-ene, blir det registrert overskridelser for tre av PAH-ene. Om dette er reelle overskridelser, vites ikke.

Det ble målt overskridelser av konsentrasjonene av arsen, bly og sink. Det er også beregnet overskridelser for TBT, men denne verdien er ikke verifisert med målinger.

Tabell 21. Beregnet og målt sjøvannskonsentrasjon sammenlignet med PNEC_w. PNEC_w tilsvarer grensen mellom tilstandsklasse II og III.

Stoff	Beregnet sjøvannskonsentrasjon		Målt sjøvannskonsentrasjon		Grenseverdi for økologisk risiko, PNEC _w (mg/l)	Beregnet sjøvannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger):		Målt sjøvannskonsentrasjon i forhold til PNEC _w (antall ganger):	
	C _{sv} , maks (mg/l)	C _{sv} , middel (mg/l)	C _{sv} , maks (mg/l)	C _{sv} , middel (mg/l)		Maks	Middel	Maks	Middel
Arsen	1,91E-04	1,25E-04	1,60E-03	1,07E-03	6,0E-04			2,7	1,8
Bly	1,83E-03	8,32E-04	5,80E-02	1,63E-02	1,3E-03	1,4		44,6	12,5
Kadmium	1,49E-05	9,25E-06	1,00E-04	1,00E-04	2,0E-04				
Kobber	2,49E-03	7,55E-04	5,00E-04	5,00E-04	2,6E-03				
Krom totalt (III + VI)	2,49E-04	1,69E-04	5,20E-03	2,62E-03	3,4E-03			1,5	
Kvikksølv	2,02E-05	4,61E-06	2,50E-05	2,50E-05	4,7E-05				
Nikkel	9,02E-04	4,39E-04	1,00E-03	1,00E-03	8,6E-03				
Sink	3,38E-03	1,59E-03	3,60E-02	1,35E-02	3,4E-03			10,6	4,0
Naftalen	1,84E-06	8,24E-07	5,00E-06	5,00E-06	2,0E-03				
Acenaftylene	9,33E-07	5,43E-07	5,00E-06	5,00E-06	1,3E-03				
Acenaften	1,06E-06	3,61E-07	5,00E-06	5,00E-06	3,8E-03				
Fluoren	1,27E-06	4,45E-07	5,00E-06	5,00E-06	1,5E-03				
Fenantren	1,48E-05	4,57E-06	5,00E-06	5,00E-06	5,1E-04				
Antracen	2,54E-06	8,97E-07	5,00E-06	5,00E-06	1,0E-04				
Fluoranten	2,81E-05	1,06E-05	5,00E-06	5,00E-06	6,3E-06	4,5	1,7		
Pyren	2,55E-05	1,03E-05	5,00E-06	5,00E-06	2,3E-05	1,1			
Benzo(a)antracen	8,35E-06	4,23E-06	5,00E-06	5,00E-06	1,2E-05				
Krysen	7,26E-06	3,62E-06	5,00E-06	5,00E-06	7,0E-05				
Benzo(b)fluoranten	1,94E-05	8,32E-06	5,00E-06	5,00E-06	1,7E-05	1,1			
Benzo(k)fluoranten	5,54E-06	2,41E-06	5,00E-06	5,00E-06	1,7E-05				
Benzo(a)pyren	1,05E-05	5,03E-06	5,00E-06	5,00E-06	1,7E-07	61,9	29,6	29,4	29,4
Indeno(1,2,3-cd)pyren	6,07E-06	3,57E-06	1,00E-06	1,00E-06	2,7E-06	2,2	1,3		
Dibenzo(a,h)antracen	1,16E-06	6,43E-07	5,00E-06	5,00E-06	6,0E-07	1,9	1,1	8,3	8,3
Benzo(ghi)perylene	6,64E-06	3,90E-06	1,00E-06	1,00E-06	8,2E-07	8,1	4,8	1,2	1,2
PCB 28	2,51E-07	5,05E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 52	4,03E-07	9,07E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 101	2,35E-07	5,20E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 118	2,65E-07	4,78E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 138	9,45E-08	3,21E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 153	1,05E-07	3,70E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
PCB 180	4,98E-08	1,49E-08	5,00E-06	5,00E-06	*				
Sum PCB7	1,40E-06	3,25E-07	3,50E-05	3,50E-05	*				
Tributyltinn (TBT-ion)	8,54E-05	9,51E-06	ikke målt	ikke målt	2,0E-07	426,9	47,5	mangler data	mangler data

* mangler PNEC

4.4 Risikovurdering Trinn 1 – 3. Samlet vurdering og konklusjoner

4.4.1 Usikkerheter og metodens følsomhet

Det vil alltid være usikkerhet knyttet til vurdering av miljørisiko. I risikovurderingsverktøyet er det tatt høyde for antatt usikkerhet, og metoden er bevisst konservativ for å sikre at risiko ikke underestimeres. Resultatene påvirkes av usikkerhet i sjablongverdier for koeffisienter og konstanter. Økt grad av lokalt målte verdier og mindre bruk av sjablongverdier gir et mer reelt og mindre konservativt resultat. I vurderingene for Kalstadkilen er det benyttet stedsspesifikke forutsetninger og målinger der disse er kjent.

Skipstrafikk, sedimenttype, innhold av organisk materiale og opptak i organismer har stor innvirkning på resultatene. Spredning av organiske forbindelser er særlig knyttet til biodiffusjon og opptak i organismer. Spredningen av disse stoffene reduseres ved økende TOC og justeres i henhold til målt opptak i organismer. Spredningen av metaller styres hovedsakelig av skipsoppvirvling og vil ikke påvirkes av endret TOC, men øke ved økende antall skipsanløp. Beregningsverktøyet tar ikke hensyn til redoksforhold som kan ha stor betydning for biotilgjengeligheten av metaller.

Benyttet havnekategori og sedimenttype influerer sterkt på beregnet spredning fra propelloppvirvling, men modellen inkluderer ikke sedimentoppvirvling og spredning som følge av sterk strøm og uvær. Risikomodellen tar heller ikke hensyn til begrenset tilgang til finstoff på erosjonsutsatte områder. En viss ukjent andel av oppvirvlet materiale vil sannsynligvis resedimentere innenfor tiltaksområdet. Beregningsmetoden angir ikke hvor stor andel av beregnet spredning som faktisk spres ut av Kalstadkilen.

Risikomodellen tar bare hensyn til bidrag fra sedimentet og ingen andre kilder (som f.eks. avløpsutslipp, atmosfæren, tilstøtende sjøområder, etc.).

Ved beregning av helserisiko beregnes livstidsdose. Det tas ikke hensyn til flytting og endring i andel inntak av lokalt fanget fisk og sjømat gjennom livet. Modellen prioriterer målt innhold i fisk, foran målt innhold i bunndyr som igjen prioriteres foran målt innhold i sediment. Målt innhold av miljøgifter i sjømat vil kunne representere eksponering fra et større sjøområde og flere kilder. I tillegg har ulike arter forskjellig evne til å akkumulere miljøgifter. Hvilke datagrunnlag som er tilgjengelig og som benyttes for vurdering av human helse vil i stor grad påvirke resultatet. Slike data vil både kunne overestimere og underestimere bidraget fra den aktuelle lokaliteten.

Resultatene av risikovurderingen må ikke anses som eksakte, men en generell vurdering og sannsynliggjøring av hvilken risiko sedimentene utgjør for helse og miljø.

4.4.2 Samlet risikovurdering Trinn 1 – 3

Det er gjennomført en risikovurdering av sedimentene i Kalstadkilen som i hovedsak er basert på kartlegginger av miljøforholdene i september 2018. Metoden som er benyttet er Miljødirektoratets gjeldende veileder for risikovurdering av forurenset sediment M-409/2015 med tilhørende regnearkverktøy (Miljødirektoratet, 2015).

Miljøgiftene som er vurdert i denne risikovurderingen inkluderer arsen, syv tungmetaller, samt de organiske miljøgiftene PAH16, PCB7 og TBT. Det er gjennomført toksisitetstest mht. veksthemming

av den marine algen *Skeletonema costatum*. Resultater fra analyser av lokalt fanget biota i form av krabber, snegler, blåskjell og reker er benyttet i vurdering av helserisiko.

I samsvar med tidligere undersøkelser viser resultatene av det nye datasettet at sedimentene i Kalstadkilen er sterkt forurenset av en rekke miljøgifter.

En sammenligning mellom middelverdiene av de målte konsentrasjonene av miljøgifter i sediment i Kalstadkilen og grenseverdiene mellom tilstandsklasse II og III (Trinn 1 grenseverdier) viser overskridelser for arsen, metallene kobber, kvikksølv, nikkel og sink, samt PCB7, TBT og 11 PAH-forbindelser. PAH-forbindelsene antracen, pyren, samt PCB og TBT står for de største overskridelsene. Analyser av dypere lag viser at forurensningen også er historiske og ikke kun begrenset til overflatelagene.

Risikovurderingen av sediment i Kalstadkilen viser risiko for spredning til miljøet av flere metaller/metalloid, organo-metaller og andre organiske miljøgifter. Ved sammenligning av beregnet spredning fra sedimentet med den spredningen som ville foregått dersom sedimentet tilfredsstilte akseptgrensene for risikovurdering Trinn I, viser risikovurderingen overskridelser for metallene kobber, kvikksølv, nikkel og sink, samt 11 av PAH16 og PCB7 og TBT. Spredning som følge av propelloppvirvling er den dominerende spredningsmekanismen for de målte miljøgiftene i Kalstadkilen, mens for enkelte av PAH-forbindelsene vil også en stor andel også spres via biodiffusjon. Opptak i organismer utgjør kun en liten del av spredningen for noen av forbindelsene, PCB7 og tungmetaller.

Risiko for helse tolkes ut fra gitte grenseverdier. Den viktigste eksponeringsveien for mennesker er gjennom inntak av lokalt fanget sjømat. For bly og de fleste PAH-forbindelsene har også oralt inntak av sediment og hudkontakt med sediment en betydning.

Risikovurderingen viser at grenseverdiene for negativ økologisk effekt overskrides for en eller flere miljøgifter både i sediment, porevann og sjøvann. Tokstestene mht. den marine algen *Skeletonema costatum* viser overskridelser i forhold til grenseverdi på 1,4 ganger. Det er særlig TBT og enkelte av de tyngre PAH-forbindelser som utgjør en risiko for økosystemet.

4.4.3 Risiko i forhold til miljømål

Beregnet risiko skal vurderes mot gitte grenseverdier og mot lokale miljømål. Iht. Vann-nett er miljømålet for Kalstadkilen å oppnå god økologisk tilstand innen 2022 – 2027. Det er også mål å oppnå god kjemisk tilstand.

Resultatene av risikoberegningen viser at det kan spres forurensning ut av Kalstadkilen og at forurensningen utgjør en helserisiko. Det er også fare for negative effekter på økosystemet. Kostholdsrådene for Kalstadkilen forteller også at sjømat i området er forurenset av PAH, dioksiner og kvikksølv (<https://www.miljostatus.no/kragero>).

Sammenliknet med miljømålene er den beregnede risikoen ikke akseptabel, og det må gjennomføres tiltaksvurdering.

5 Del 3. Tiltaksplan og tiltaksvurdering

5.1 Generelt om utvikling av en tiltaksplan.

I 2013 sammenfattet COWI en modell for trinnvis utvikling av tiltaksplaner i «Den grønne manual» (kapittel 8) (COWI, 2013). Modellen er basert på relevante erfaringer fra internasjonale aktører og store oppryddingsprogrammer og vises i Tabell 22.

Tabell 22. Boksmodell for utvikling av en trinnvis tiltaksplan for miljøopprydding i sjøområder (eller på landarealer).

TRINNVIS MODELL FOR UTVIKLING AV EN TILTAKSPLAN FOR OPPRYDDING		
<u>TRINN 1A</u> - Tiltaksområdet	<u>TRINN 1B</u> - Miljømålsettinger	<u>TRINN 1C</u> - Rammebetingelser
<ul style="list-style-type: none"> Tiltaksareal Matrikkel Kartverk Infrastruktur 	<ul style="list-style-type: none"> Miljømål Ambisjoner Pålegg Restriksjoner 	<ul style="list-style-type: none"> Loververk Retningslinjer Ansvarsforhold Myndigheter
<u>TRINN 1D</u> - Historikken	<u>TRINN 1E</u> - Kommunikasjonen	TRINN 1F - Finansieringsplan
<ul style="list-style-type: none"> Aktivitet utvikling Kart, plan og foto Dokumenter Personmeddelelse 	<ul style="list-style-type: none"> Allmenheten Interessenter Informasjonsplikt Media 	<ul style="list-style-type: none"> Egne finanser Myndighetsbidrag Fondsmidler Finansieringsplan
<u>TRINN 2A</u> - Problemformulering		<u>TRINN 2B</u> - Tiltaksalternativer
<ul style="list-style-type: none"> Forurensningsstatus Kilderelasjoner Supplerende prøver Lukke datamangler 		<ul style="list-style-type: none"> Vurdere 5 prinsipper Utvalg 2-4 metoder Metodeutvikling Egnethetsstudium
<u>TRINN 3</u> - Miljøvurderingsfasen		
<ul style="list-style-type: none"> Kost-nyttevurdering Risiko og effekter Side-effekter Gjenbruksalternativer 		
<u>TRINN 4</u> - Testing og beslutning		
<ul style="list-style-type: none"> Lab-skala test Pilot-/demoskala test Valg av tiltaksalternativ 		
<u>TRINN 5</u> -Tiltaksplanleggingen		
<ul style="list-style-type: none"> Lage en komplett tiltaksplan Entreprise og leverandører Prosjektorganisasjon 		
<u>TRINN 6</u> - Tiltaksgjennomføring		
<ul style="list-style-type: none"> Implementering Overvåking og kontroll Sluttdokumentasjon 		

Skjemaet viser de viktigste elementer som en komplett tiltaksplan bør inneholde. Modellen viser samtidig på hvilket nivå i prosessen man til én hver tid befinner seg. Skjemaet er videre bygget opp slik at fordelene ved en trinnvis tilnærming tydelig fremstår, selv om de ulike hovedelementene prinsipielt kan håndteres uavhengig av hverandre eller parallelt. Men det vil fremkomme i

utdypningen av modellen, at alle elementene likevel er sterkt knyttet til hverandre innbyrdes. Som eksempel kan det virke lite formålstjenlig, å starte vurdering av ulike tiltaksløsninger, før hverken tiltaksområdet er definert/avgrenset, problemomfanget er kjent eller miljømålene er fornuftig satt. Det finnes eksempler på at viktige elementer som ansvarsforholdene og finansiering, først diskuteres svært sent i prosessen.

En tiltaksplan på det nåværende tidspunktet med informasjonen fra del 1 og del 2 vil kunne svare ut følgende trinn fra Tabell 22:

- > Trinn 1A til Trinn 1D, Trinn 2A og 2B og deler av trinn 3.
- > Trinn 1E og 1F må defineres av tiltakshaver
- > Trinn 4 – 6 vil ikke kunne gjennomføres i dette prosjektet pga. begrenset informasjonsgrunnlag og bevilgede økonomiske midler

De økonomiske rammene i prosjektet var ikke tilstrekkelig til å dekke utarbeidelse av en komplett tiltaksplan. I stedet ble det foreslått å gjennomføre **trinn 2B** (Tiltaksalternativer) og deler av **trinn 3** (Miljøvurderingsfasen).

5.2 Tiltaksområdet - Kalstadkilen

Tiltaksområdet (trinn 1A) er definert som det området som er undersøkt, dvs. Kalstadkilen. Dette deles inn i tre delområder mht. biota (Figur 7) og to områder mht. sedimenter og vann, dvs. Indre og Ytre Kalstadkilen.

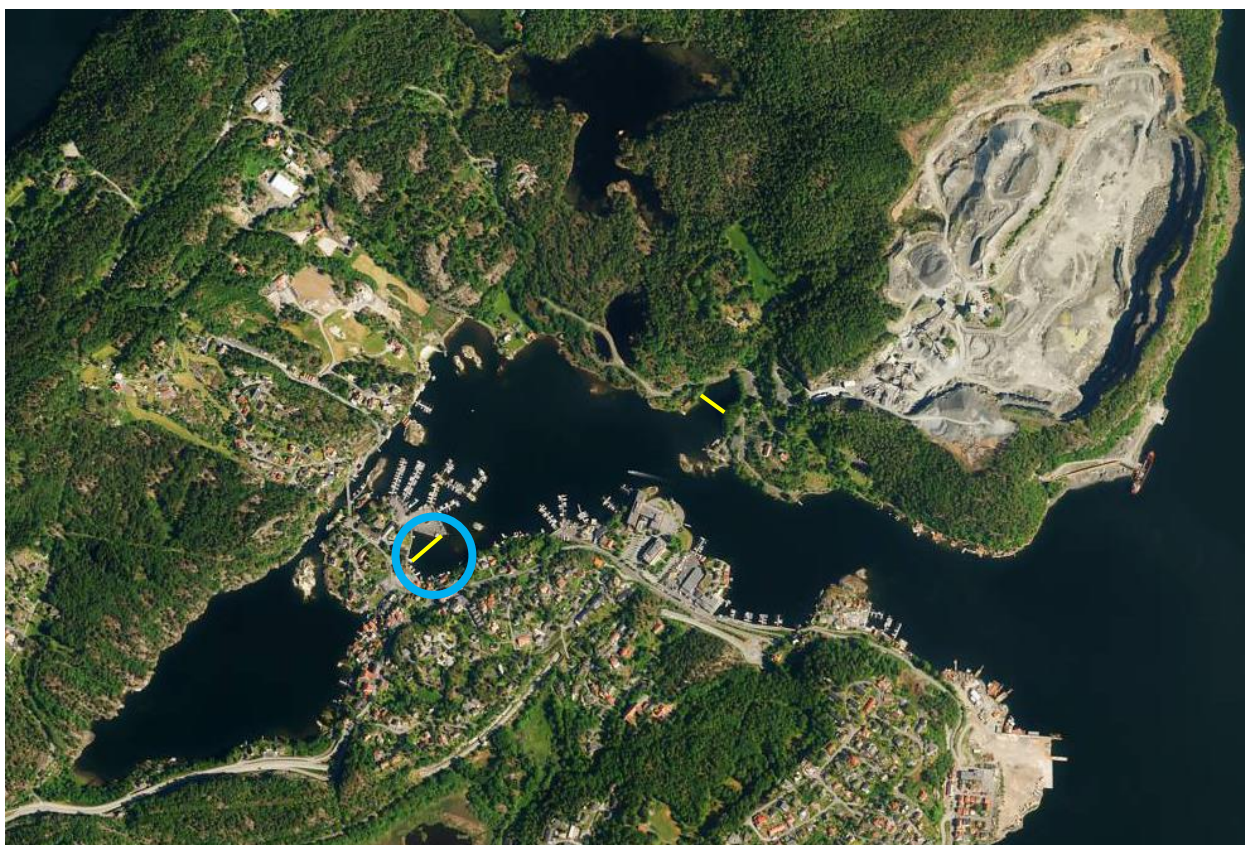
Sedimentene i de kartlagte områdene Indre og Ytre Kalstadkilen viser samme forurensningsnivå som tidligere (Umetani og Schulze, 2012). Miljømyndighetene bruker generelt grenseverdien mellom tilstandsklasse II og III i sedimentene som miljømål i områder der kilder er sanert (trinn 1C). Alle sedimentprøver fra hele Kalstadkilen overstiger tilstandsklasse III. Dette gir grunnlag for å vurdere tiltak. Analyseresultatene fra sedimentene tyder på at det er i bukta øst for Hestøya at de største forekomstene av forurensing ligger, se Figur 27. Det er mye som tyder på at det er dette området som også sprer hovedparten av TBT, PAH, og til dels kobber og kvikksølv, til resten av fjordområdet. Analyseresultatene tyder på at bukta sannsynligvis kan være den største sekundærkilde til forurensing av resten av Kalstadkilen. Hele Kalstadkilen er forurenset, men det er ikke anbefalt å gjøre tiltak i hele området, da dette trolig blir altfor resurskrevende.

Forurensingskilder kan deles inn i:

- > primære og sekundære
- > aktive og passive
- > punkt og diffuse.

Utfra det undersøkelsen viser, er det få primære og aktive kilder. Forurensingssituasjonen domineres av passive sekundære kilder og diffuse tilførsler (trinn 2A).

Problemformuleringen (trinn 2A) er at risikovurderingen (trinn 3) som er gjennomført på bakgrunn av målte vann-, sediment- og biotakonsentrasjoner, viser at det foregår spredning fra sedimentene og en risiko for negative økologiske effekter på organismsamfunnet i det aktuelle tiltaksområdet.



Figur 27. Foreslått tiltaksareal (trinn 1A) i Kalstadkilen er markert i blått. Avgrensning av potensielle strandkantdeponier er markert med gule linjer. Se nærmere Tabell 23. (underlagskart fra kart.gulesider.no)

5.3 Tiltaksplan Trinn 2B - Tiltaksalternativer

I trinn 2B vurderes ulike tiltaksalternativer basert på "de 5 prinsippene". Selv om det tilsynelatende finnes hundretalls av ulike tiltaksalternativer for forurensete sedimenter, kan all kjent teknologi plasseres inn under 4 av de 5 hovedprinsippene:

- > Nullalternativet
- > Isolere på stedet
- > Behandle på stedet
- > Fjerne og isolere
- > Fjerne og behandle

Under hvert av disse prinsippene, finnes det en lang rekke teknologier, hvor flere i utgangspunktet er løsningsalternativer under mer enn et prinsipp. Teknologien og metodene er hovedsakelig utviklet og tilpasset forholdene i andre land og langt fra alle kan sies å være praktisk anvendbare under norske forhold.

Dette trinnet i modellen omfatter en innledende, detaljert gjennomgang av alle potensielle tiltaksalternativer, som tilsynelatende vil kunne resultere i at målsettingene i tiltaket oppnås. Det skal ikke settes noen begrensende faktorer på dette nivået i tiltaksutarbeidelsen, f. eks. metodenes

kostnadsnivå, tilgjengelighet eller behov for metodetilpasninger. Resultatet av gjennomgangen skal være et beste foreløpig utvalg på 2-4 tilnærmet likestilte tiltaksløsninger.

Nullalternativet vil være å la forurensingen ligge slik den er i dag, og ikke gjøre fysiske tiltak. Det kan i stedet innføres ferdselsrestriksjoner, kostholdsråd, avvente naturlig tildekking etc. for hindre videre spredning og eksponering. Nullalternativet skal alltid vurderes og er vurdert for Kalstadkilen. Samtidig er det pekt på at det er områder med sterk forurensing med PAH, PCB, tungmetaller og TBT, og det bør derfor vurderes tiltak for å hindre negativ påvirkning på miljø og mennesker.

Av de fire neste alternativene er det sannsynligvis lite aktuelt å behandle på stedet eller fjerne og behandle forurensingen. Pga. det store sedimentvolumene og forurensingsgraden, vil dette sannsynligvis bli for ressurskrevende. Det er derfor gått videre med alternativene med isolasjon på stedet eller eksternt. Eksempler på alle prinsippene vil bli kostnyttvurdert i Tabell 23.

De beste alternativene synes foreløpig å være varianter av isolering på stedet eller fjerning av massene og isolering eksternt. Følgende tre alternativer er vurdert:

- > Flytting av sedimentene internt i bukta øst for Hestøya og isolere forurensingen (mindre strandkantdeponi)
- > La forurensingen i bukta ligge og isolere på stedet (overdekking)
- > Flytte sedimentene fra bukta og andre hot spots f.eks. til bukta rett overfor Kragerø sykehus samt isolering i strandkantdeponi

Disse alternativene eksemplifiseres noe mer i detalj og kostnyttvurderes i Tabell 23.

Det er viktig å påpeke at i et hvert tiltaksarbeid så er det viktigste å få kontroll eller eliminere kildene.

5.4 Tiltaksplan Trinn 3 - Miljøvurderingsfasen

Under trinn 3 – Miljøvurderingsfasen gjøres en kostnyttvurdering av foreløpige tiltaksalternativer (trinn 2B). I kostnyttvurderingen inngår også vurdering av miljøgevinster, sideeffekter og gjenbruksverdier.

Innledningsvis i tiltaksplanens miljøvurderinger, bør alltid følgende tre elementer vurderes i henhold til risikotriaden:

- > Forurensningskilder
- > Spredningsveier
- > Mottakere

Når alle tre elementer er tilstede, har man også en miljørisiko i tiltaksområdet. Elimineres en av dem, dvs. kilden fjernes, mottakere skjermes eller spredningsveien avskjæres ved gjennomføring av tiltak, fjernes også miljørisikoen.

Ved kartlegging av sjøbunnen viser de kjemiske dataene at det foreligger en eller flere **forurensningskilder/kildeområder** hovedsakelig som sekundære kilder i sedimentene. Området

er sterkt forurensset med bl.a. kobber, kvikksølv, PAH og TBT. Det synes ikke som det er åpenbare primære punktkilder, og det antas at disse hovedsakelig er historiske og at man har kontroll med disse.

Samlet sett viser risikovurdering Trinn 2 og 3 at det er **spredning** med hensyn til: kobber, kvikksølv, nikkel og sink samt 11 av PAH16 og PCB og TBT. Risikovurderingen viser også at det er identifisert **mottakere** for denne spredningen:

- Økologisk risiko: arsen, kobber og nikkel i tillegg til seks av PAH-ene og TBT
- Helse: PCB og arsen

I utgangspunktet er risikovurderingen delstudier av effekter, men behovet kan i praksis være mer omfattende. Slike studier kan omfatte forsøk med opptak og utskillelse av miljøgifter, akutt og kronisk giftighet, biomarkører, osv.

Mer fysiske faktor som skal vurderes i tiltakssammenheng er graden av side-effekter. Side-effekter er alle forhold som har en negativ påvirkning av omgivelsene til tiltaksområdet under gjennomføringen. Dette kan være tiltakets varighet, støy, ferdselshindringer, luktproblemer, støv og avrenning på landarealer, transporttekniske faktorer, osv. Et klassisk eksempel på en negativ side-effekt, er at man transporterer ikke 20 000 m³ forurensede sedimenter ved hjelp av 1000 lastebiler gjennom et by-sentrum, dersom transporten kan løses med 20 lektre sjøveien.

I den positive retning skal det også vurderes gjenbruksverdier for de forurensede sedimentene. Forurensede sedimenter som gjennomgår en eller annen form for kjemisk, biologisk og eller fysisk/mekanisk behandling, kan være en ressurs. Løsningsalternativer som fremmer gjenbruksverdier er å foretrekke og kan være avgjørende for endelig valg av tiltaksmetode.

De foreløpige tiltaksalternativene skal til slutt vurderes med hensyn til kostnadseffektivitet og miljøgevinst. En enkel kostnøytteanalyse omfatter vurdering av om en tiltaksløsning er allment akseptabel, miljømessig akseptabel og økonomisk forsvarlig. Utslagsgivende for rangering og valg av metode vil være miljøgevinsten ved å gjennomføre tiltaket, men også grad av side-effekter og gjenbruksverdier.

I Tabell 23 er det gitt en oppsummering av vurderinger av helheten i prosjektet basert på risikovurderingen og gjeldende miljømål. Dette er et forslag til systematisering av den videre prosessen og flere av punktene er basert på omtrentlige anslag. Det foreslås at i de videre vurderinger tas utgangspunkt i beskrivelsen nedenfor og diskuterer betydningen av de forskjellige aspektene.

Tabell 23. Delområde bukt øst for Hestøya - tiltak i TBT og Hg "hot-spot". En foreløpig kostnytteanalyse med rangering av potensielle tiltaksalternativer.

Tiltaksløsning	Allment aksept	Miljømessig aksept	Økonomisk forsvarlig	Miljøgevinst (% løsning)	Sideeffekter	Gjenbruksverdi	Rang
Hele Kalstadkilen							
Nullalternativet, la ligge og overvåke, kostholds- og ferdselsrestriksjoner, naturlig overdekking over tid mm.	Nei	Nei	Ja	0%	Ingen	Ingen	7
Tildekke der sedimentene ligger i hele Kalstadkilen, transport overdekkingsmasse, overvåking, ferdselsrestriksjoner i perioder	Ja	Ja	Nei	75%	Mange	Ingen	6
Mudre i hele Kalstadkilen, transport, overvåking, ferdselsrestriksjoner i perioder, dypdeponering i sjø, overdekking, overvåking	Ja	Ja	Nei	100%	Mange	Mulig	5
Kun bukt øst for Hestøya							
Mudring av bukt, transport sjø, dypdeponering i sjø (utenfor Kalstadkilen), overdekking, overvåking	Ja	Ja	Trolig	100% (i bukt)	Mange	Mulig	4
Flytting av sedimentene internt i bukta, isolere forurensingen (mindre strandkantdeponi)	Trolig	Ja	Ja	90% (i bukt)	Noen	Økt landareal i bukt	2
La forurensingen i bukta ligge og isolere på stedet (overdekking)	Ja	Ja	Ja	75% (i bukt)	Noen	Ingen	3
Mudring av bukt (og andre hot spots), transport sjø, strandkantdeponi i bukt vis-à-vis Kragerø sykehus, overdekking, overvåking	Ja	Ja	Ja	100% (i bukt)	Noen	Økt landareal (bukt vis-à-vis K. sykehus)	1

Kostnyttevurderingen antyder at mudring av bukten øst for Hestøya med deponering av massene i et strandkantdeponi i bukten vis-à-vis Kragerø sykehus, kan være det beste tiltaksalternativet. Dette vil gi en god miljøgevinst i og med at denne bukten trolig sprer forurensing til resten av Kalstadkilen. Dette området vil også få beholde vannedybden i motsetning til om det kun overdekkes med rene masser. Det vil også kunne skapes nytt landareal i bukten overfor Kragerø sykehus når strandkantdeponiet avsluttes. Det kan hende at de naboer som bor i området vil motsette seg en slik etablering. Men behovet for et strandkantdeponi kan være sterkt ønskelig for kommunen, for å løse dette og andre miljøproblemer. Viktigst er at alle interessenter tas med i beslutninger på et tidlig tidspunkt (trinn 1E).

Ved enhver form for mudring, vil det i kortere perioder være fare for økt spredning av de forurensete massene. Dette må det tas spesielt hensyn til, slik at risikoen blir minimal. Det finnes en rekke løsninger for å redusere/hindre partikkelspredning, f. eks. fra ren overvåking med sonder, skjørtelenser (topp og bunn), siltgardiner og boblegardiner. Hvilken metodikk som egner seg best vil bli utredet i trinn 4 (Tabell 22) i utviklingen av tiltaksplanen.

Etter at mudring er gjennomført og sedimentene er transportert inn i strandkantdeponiet isoleres de forurensete massene ved en stabil overdekking av rene masser. Prinsippet er foreløpig kun vurdert overordnet/generelt og det er ikke tatt stilling til om et massene i tillegg må behandles (avvanning, kondisjonering, stabilisering/STSO), biologisk, osv.). Slike alternativer må vurderes spesifikt for løsningen som velges i test og beslutningsfasen trinn 4 (Tabell 22).

Iht. Fylkesmannen finnes dette tilgjengelig overdekkingsmasser i området og av flyfoto (Figur 27) ses et steinbrudd nær bukta der et strandkantdeponi foreslås å etableres. Dersom deponimasser og dekkmasser kan brukes, vil transportveien bli minimal, uansett hvor tiltaket skal implementeres. Etter avslutning av deponiet bør det gjennomføres overvåking av området en tid etter for å kontrollere eventuelle utlekkinger fra deponiet.

Valg av tiltaksløsninger vil i stor grad være styrt av hvilke tiltak som vil være samfunnsøkonomisk mest fordelaktig for å oppnå ønsket miljømål. På grunnlag av gjennomførte vurderinger, som konkluderer med lite vanndyp og fare for spredning, vil det anbefales at en går videre med planlegging av mudring og flytting av sedimenter for isolasjon som tiltaksprinsipp. I det videre arbeidet bør det arbeides med konkret tiltaksplanlegging som skal danne grunnlag for selve tiltaksgjennomføringen.

Dette innebærer lukking av kunnskapshull i test og beslutningsfasen bl.a. mht. (trinn 4 i Tabell 22):

- > I området som tenkes mudret gjøres en mer detaljert undersøkelse mht. horisontal og vertikal avgrensning av forurensning/tiltaksområdet (tiltaksareal/-volum)
- > Beregne deponibehov og plassering, samt designe/dimensjonere ulike alternativer for deponier.

Etter at tilstrekkelig kunnskap er samlet skal det utarbeides (trinn 5 i Tabell 22):

- > Detaljerte planer for anbudsutlysning og tiltaksgjennomføring, inkl. temakart og faglig/tekniske data.
- > Overvåkingsprogram for arbeidet før, under og etter tiltaksgjennomføring

Valg av tiltaksmetode og materialvalg har stor betydning for kostnadene mht. gjennomføring av tiltaket. Dersom fjerning/forflytning av sedimentene velges som del av tiltaksprinsippet, må det alltid tas stilling til om muddermassene skal deponeres på land, legges i strandkantdeponi eller sjødeponi. Det er forskjellige kostnader og egenskaper forbundet med de forskjellige disponeringsløsningene. Grovt estimert er arealet i bukta på rundt 6000-7000 m², men det er foreløpig usikkert om hele området behøver mudring. Dersom det tas utgangspunkt i at de øverste 0,5 m av sedimentene skal fjernes, tilsvarer dette ca. 3000-3500 m³ sedimenter. Eksempelvis vil dimensjonene for et deponi med et porevolum på 40% da ha et overflateareal på 50m x 70m og med 2,5m dybde.

I en kostnadsvurdering må det også tas hensyn til utgifter til rigg, forundersøkelser av sjøbunnen, deponeringskostnader for muddermassene og overvåking av tiltaksgjennomføringen. Prisene vil i stor grad være styrt av omfanget, og om flere tiltak gjennomføres samtidig. På mindre tiltak, kan riggkostnaden utgjøre en forholdsvis stor andel av kostnaden. Dersom det skal opprettes et strandkantdeponi eller et sjødeponi, må det også vurderes om disse trenger tildekking.

Tiltaksvurderingene som her er presentert er på et overordnet nivå og må derfor utredes i detalj på et senere tidspunkt. Overordnede miljømål foreligger for Kalstadkilen, men for å oppnå disse må det etableres endelige og spesifikke delmiljømål, beslutte å gjennomføre oppryddingstiltak.

6 Konklusjon

Det ble gjennomført prøvetaking av vann, sediment og biota i Kalstadkilen i september 2018. Analyseresultatene viste til dels kraftig forurensing av sedimentene spesielt mht. TBT, Hg og PAH. De høyeste nivåene ble påvist i bukta øst for Hestøya.

En Risikovurdering av sedimentene ble gjort iht. Miljødirktoratets veileder M-409/2015. Beregnet risiko skal vurderes mot gitte grenseverdier og mot lokale miljømål. Iht. Vann-nett er det overordnede miljømålet/ambisjonene for Kalstadkilen å oppnå god økologisk tilstand innen 2022 – 2027. Det er også mål å oppnå god kjemisk tilstand. Resultatene av risikoberegningen viser at det kan spres forurensning ut av Kalstadkilen og at forurensningen utgjør en helserisiko. Det er også fare for negative effekter på økosystemet. Sammenliknet med de overordnede miljømålene, er den beregnede risikoen ikke akseptabel, og det må gjennomføres tiltaksvurdering.

På grunn av de begrensede økonomiske og tidsmessige rammene i prosjektet, er det kun presentert en foreløpig tiltaksvurdering. Basert på en innledende kostnyttevurdering foreslås det at bukten øst for Hestøya mudres og at det opprettes et lokalt strandkantdeponi i en annen bukt i området.

7 Referanser

Arkitekthuset Kragerø (2007): Reguleringsplan for del av Valberg. Konsekvensutredning for bru og vei.

COWI (2013): Den grønne manual – Tiltaksmetoder og opprydding i sedimenter i Norge. Rapport A031874-1.

Direktoratsgruppen (2015): Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015

Kartverket Sjødivisjon (2018): Den norske los, bind 2A, Farvannsbeskrivelse Svenskegrensen – Langesund. 3. utgave

Miljødirektoratet (2016): Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Veileder M-608 2016

Molvær, J. og Konieczny, R.M. (1996): Utfylling i sjøen ved Tangen Verft, Kragerø. Grovvurdering av miljøproblemer. NIVA rapport 3567-96

Molvær *et al.* (1997): SFT veileder 97/03

Naturvårdsverket (2010): Kjemisk og biologisk karakterisering av punktutslipp til vatten. En handbok med vägledning om bestämning av egenskaperna hos utsläpp av avloppsvatten.

Helland, A. og Gjøsæter, J. (2002): Undersøkelser i Kilsfjorden og Kalstadkilen i Kragerø, 2002. Miljøgifter i sedimenter og blåskjell. Fiskeressurser og bunnvegetasjon. NIVA rapport 4594/02, SFT rapport TA-1912/2002

Norconsult (2010): Strømningsanalyse for Stilnestangen. Rapport for Kragerø Utvikling

Umetani, I. og P.E. Schulze (2012): Miljøundersøkelse Kalstadkilen, Kragerø. Vannkvalitet, miljøgifter og naturtyper. Rapport av Marinbiologene Per-Erik Schulze og Ikumi Umetani

Bilag A Feltlogg

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	Prøvestasjon:	SED 1

Prøvestasjon:	<i>SED-1</i>
----------------------	--------------

GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.875934	Dybde	<i>3 m</i>
E	9.3882760	Farge	<i>Blågrønn</i>

Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Olivenbrun	Olivenbrun	Olivenbrun
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Ålegress	Ålegress	Ålegress

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	Prøvestasjon:	SED 2
Prøvestasjon:	<i>SED-2</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.877363	Dybde	
E	9.391573	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Mørk olive grå	Mørk olive grå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Middels H ₂ S	Middels H ₂ S	Middels H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Noe dødt organisk materiale	Noe dødt organisk materiale	Noe dødt organisk materiale

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 3
Prøvestasjon:	<i>SED-3</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.876340	Dybde	<i>3 m</i>
E	9.393540	Farge	<i>Blågrønn</i>
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Olivengrå	Olivengrå	Olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Planterester	Planterester	Planterester

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 4
Prøvestasjon:	<i>SED-4</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.87767	Dybde	
E	9.394480	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 5
Prøvestasjon:	<i>SED-5</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.87857	Dybde	
E	9.392950	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 6
Prøvestasjon:	<i>SED-6</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.87968	Dybde	
E	9.394842	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Svart sand	Svart sand	Svart sand
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Ja	Ja	Ja
Biologi	Kråkeboller	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 7
Prøvestasjon:	<i>SED-7</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.880757	Dybde	
E	9.3970982	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Middels bløt	Middels bløt	Middels bløt
Farge	Lys brunt	Lys brunt	Lys brunt
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 8
Prøvestasjon:	<i>SED-8</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8804692	Dybde	<i>6 m</i>
E	9.399722	Farge	<i>Blågrønn</i>
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 9
Prøvestasjon:	<i>SED-9</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8795778	Dybde	
E	9.4002638	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Ålegress	Ålegress	Ålegress

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 10
Prøvestasjon:	<i>SED-10</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8818643	Dybde	
E	9.4000734	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S
Olje	Svak oljefilm	Svak oljefilm	Svak oljefilm
Biologi	Ålegress	Ålegress	Ålegress

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 11
Prøvestasjon:	<i>SED-11</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8814241	Dybde	
E	9.4015528	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Lys brunt	Lys brunt	Lys brunt
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S	Svak H ₂ S
Olje	Svak oljefilm	Svak oljefilm	Svak oljefilm
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 12
Prøvestasjon:	<i>SED-12</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8803817	Dybde	
E	9.4035785	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Svart/ brunt	Svart/ brunt	Svart/ brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå	Mørk olivengrå
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	H ₂ S	H ₂ S	H ₂ S
Olje	Oljefilm	Oljefilm	Oljefilm
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 13
Prøvestasjon:	<i>SED-13</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8795072	Dybde	
E	9.4086483	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Svart/ brunt	Svart/ brunt	Svart/ brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Gråbrun	Gråbrun	Gråbrun
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	H ₂ S	H ₂ S	H ₂ S
Olje	Oljefilm	Oljefilm	Oljefilm
Biologi	Nei	Nei	Nei

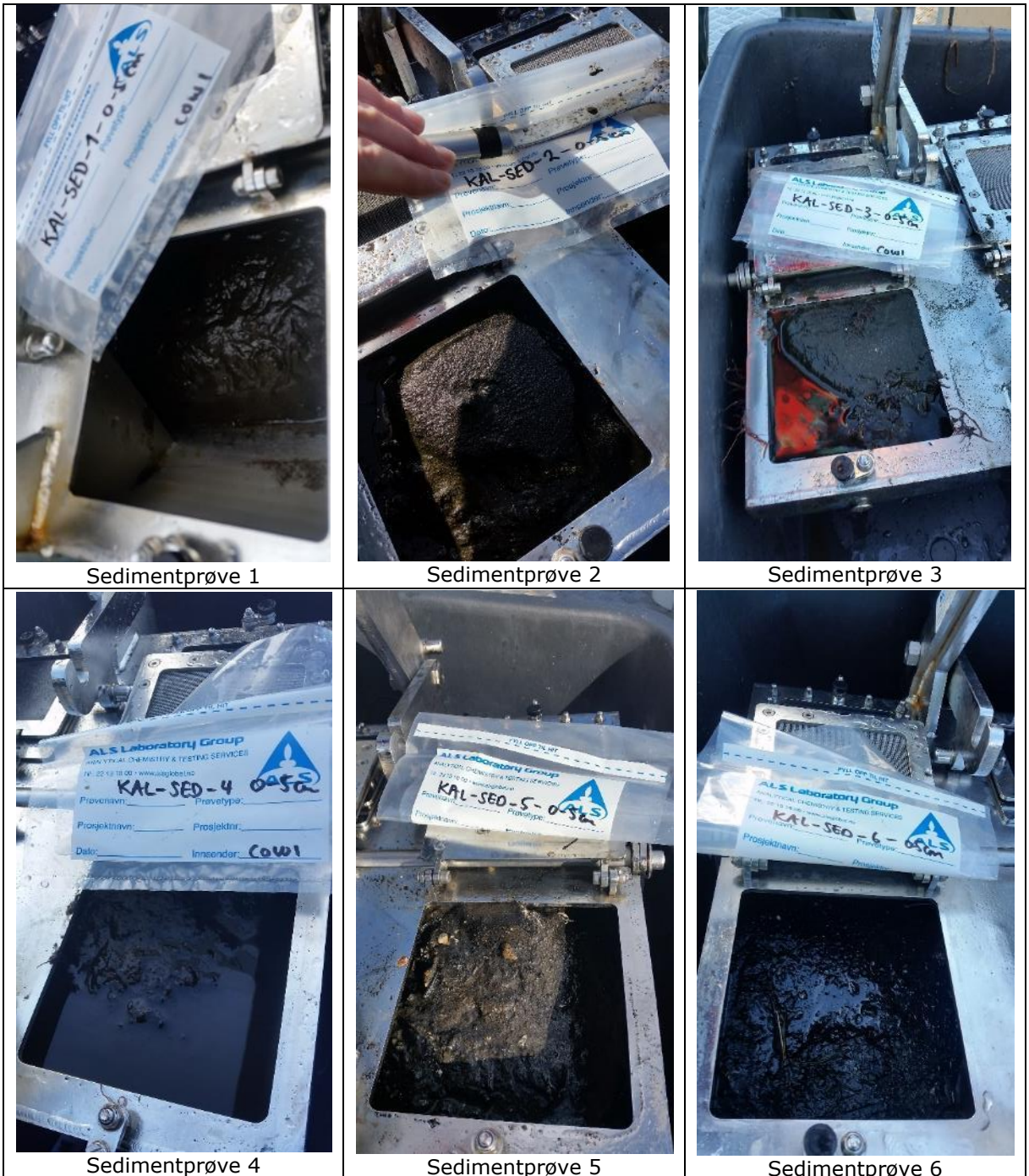
Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 14
Prøvestasjon:	<i>SED-14</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8793785	Dybde	<i>6 m</i>
E	9.4120298	Farge	<i>Blågrønn</i>
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)	Bløt (slamaktig)
Farge	Lys brun	Lyst brun	Lys brun
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 15
Prøvestasjon:	<i>SED-15</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8775698	Dybde	
E	9.416636	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Grå	Grå	Grå
Konsistens	Sandig	Sandig	Sandig
Farge	Lys brun	Lyst brun	Lys brun
Organisk	Lavt	Lavt	Lavt
Lukt	Nei	Nei	Nei
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Skjell og tangrester	Skjell og tangrester	Skjell og tangrester

Prosjekt ID:	<i>A113965-001</i>	Ansvarlig:	<i>Halvor</i>
Lokalitet:	<i>Kalstadkilen</i>	<i>Prøvestasjon:</i>	SED 16
Prøvestasjon:	<i>SED-16</i>		
GPS-koordinater	E89 (Lat/lon)	Siktedyp	
N	58.8790021	Dybde	
E	9.3982203	Farge	
Sedimentprøver	Delprøve 1	Delprøve 2	Delprøve 3
Topp	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Konsistens	Bløt	Bløt	Bløt
Farge	Mørk brunt	Mørk brunt	Mørk brunt
Organisk	Høyt	Høyt	Høyt
Lukt	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S	Sterk H ₂ S
Olje	Nei	Nei	Nei
Biologi	Nei	Nei	Nei

Bilag B Bilder av sedimenter

Bilder av sedimentprøvene fra Kalstadkilen er vist under

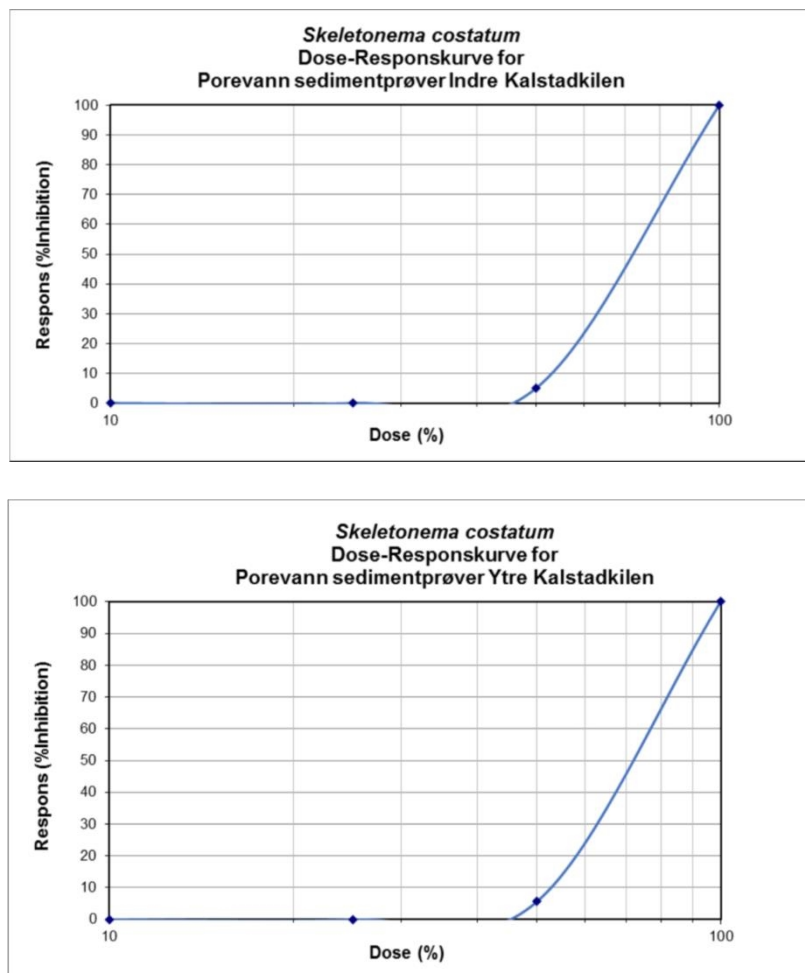






Bilag C Analyseresultater: *Skeletonema costatum*

Dose-responskurve for analyse av porevann mht. giftighet for den marine algen *Skeletonema costatum* er vist under.



Figur 28. Dose-responskurver for porevann fra sedimentprøver fra Indre- og Ytre Kalstadkilen som ble analysert mht. giftighet for den marine algen *Skeletonema costatum*.

Bilag D Analyserapport fra Eurofins